



EESTI MAAÜLIKOOL
Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Elena Ivandi

JÄÄTMEVÄETISTE MÕJU MULLALE JA TAIMEDE TOITUMISELE
THE IMPACT OF FERTILIZERS PRODUCED FROM BIO-WASTES ON SOIL AND
PLANT NUTRITION

Bakalaureusetöö
Põllumajandussaaduste tootmise ja turustamise õppekava

Juhendaja: Teadur Henn Raave, PhD

Tartu 2020

Eesti Maaülikool Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Magistritöö / Bakalaureusetöö lühikokkuvõte	
Autor: Elena Ivandi		Õppekava: Põllumajandussaaduste tootmine ja turustamine	
Pealkiri: Jäätmeväetiste mõju mullale ja taimede toitumisele			
Lehekülgi: 61	Jooniseid: 6	Tabeleid: 7	Lisasid: 4
Osakond: Põllumajandus- ja keskkonna instituut Uurimisvaldkond: B434 Agrookeemia Juhendaja(d): Henn Raave, PhD Kaitsmiskoht ja aasta: Tartu, 2020			
<p>Tootmisjäägid nagu puutuhk, reoveesete, süsi jne., mis sisaldavad palju taimedele vajalikke toiteelemente, sobivad kasutamiseks väetisena, kuid probleemiks on, et toiteelementide vahekord ei ole neis kooskõlas taime vajadustega. Selle lahenduseks võib olla erineva toiteelementide sisaldusega jäätmete segamine. Käesoleva uurimustöö eesmärgiks oli (i) selgitada puutuha, biosöe, kanasõnniku, kondijahu, järvesette ning vinassi baasil toodetud granuleeritud väetiste mõju mullale ja taimede kasvule ning (ii) võrrelda nende toimet mineraalse PK väetistega. Uurimustöö toimus välitingimustes, kahkja või leostunud mullaga täidetud kasvunõudes, millel kasvatati põldheina. Katses oli 7 varianti, millest 5 olid jäätmeväetise variandid.</p> <p>Katse tulemused näitasid, et tugevalt happelisel ja väikese toitainete sisaldusega kahkjal mullal oli taimede maapealse biomassi saak jäätmeväetise variantides kontrollvariandist suurem, kuid neutraalsel toitaineterikkal leostunud mullal see ei erinenud. Mõlemal mullal suurendas jäätmeväetis taimedele omastatavate toiteelementide sisaldust, kuid mulla pH-d mõjutas see ainult kahkjal mullal. Uurimistöö näitas samuti, et kahkjal mullal suurenes jäätmeväetisega väetades taimedel P ja K omastamine, kuid leostunud mullal see ei muutunud. Mineraalse P ja K väetisega väetamine suurendas kahkjal mullal taimedel N, P, K, Ca, Mg omastamist, kuid leostunud mullal sellel sarnaselt jäätmeväetisega taimede toitumisele mõju ei olnud. Kõigi 5 katses võrreldud jäätmeväetise mõju mullale, biomassi saagile ja taimede poolt omastatud toiteelementide kogusele oli sarnane.</p> <p>Meie uurimistööst järeldub, et jäätmeväetis sobib kasutamiseks eelkõige happelistel ning toitainete vaestel muldadel. Viljakal neutraalsel mullal on selle mõju väike. Selles katses</p>			

ei olnud erinevate jäätmete segude toime väetisena parem kui puutuhk, mistõttu tuleks jäätmeväetise retseptide osas uurimistööd jätkata.

Märksõnad: Jäätmed, väetis, puutuhk, muld, toitainete omastamine

Estonian University of Life Sciences Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Abstract of Bachelor's Thesis	
Author: Elena Ivandi		Specialty: Production and marketing of agricultural products	
Title: The impact of fertilizers produced from bio-wastes on soil and plant nutrition			
Pages: 61	Figures: 6	Tables: 7	Appendixes: 4
Department: Institute of Agricultural and Environmental Sciences Field of research: B434 Agronomy Supervisors: Henn Raave, Phd Place and date: Tartu 2020			
<p>Production residues like wood ash, lake bottom sediments, char etc., witch contain many of the nutrients necessary for plants, are suitable for use as a fertilizer, but the problem is that the ratio of the nutrients in them is not in line with the needs of the plant. The solution may be to mix wastes which contain different amounts of nutrients. The aim of this study was to (i) determine the effect of granular fertilizers based on wood ash, biochar, chicken manure, bone meal, bottom sediments and vinasse on soil and plant growth and (ii) to compare their effect with mineral PK fertilizers. The study was carried out outdoors, in a growth PVC tubes filled with loamy or leached soils, on which field grass was grown. There were 7 treatments in the experiment, of which 5 were bio-waste fertilizer treatments.</p> <p>The results showed that in the strongly acidic and low-nutrient loamy soil, field grass above-ground biomass yield in the bio-waste fertilizer treatments was higher than in the control, but it did not differ in the neutral nutrient-rich leached soil. In both soils, the bio-waste fertilizer increased the nutrient uptake by plants, but the effect on the soil pH was significant only in loamy soil. The study also showed that the uptake of P and K by plants increased on loamy soil when fertilizing with bio-waste fertilizers, but they did not change it on leached soil. On the loamy soils, fertilization with mineral P and K fertilizer increased the uptake of N, P, K, Ca and Mg, but on the leached soils it did not affect the plant nutrition similarly to bio-waste fertilizer. The effect of all five bio-waste fertilizer, which were compared in this experiment on field grass biomass yield and the amount of nutrients absorbed by plants was similar.</p>			

We concluded that waste fertilizers are especially suitable for use on acidic and nutrient-poor soils. On fertile neutral soils their effect is small. In this experiment, the effect of different waste mixtures, as fertilizer was not better than pure wood ash, so research with bio-waste fertilizer recipes should be continued.

Keywords: Wastes, fertilizer, wood ash, soil, nutrient uptake

SISUKORD

SISSEJUHATUS	8
1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE.....	10
1.1 Puutuhk.....	10
1.1.1 Puutuha üldised omadused	10
1.1.3 Puutuha mõju mullale.....	12
1.1.4 Probleemid tuha kasutamisel	13
1.2 Biosüsi	14
1.2.1 Biosöe tähtsamad füüsikalis-keemilised näitajad	15
1.2.2 Biosöe mõju mullale ja saagile	19
1.2.3 Probleemid biosöe kasutamisel	20
1.3 Kanasõnnik	21
1.3.1 Kanasõnniku omadused	21
1.3.2 Kanasõnniku mõju mullale	22
1.3.3 Probleemid kanasõnniku kasutamisel	22
1.4 Järvemuda.....	22
1.4.1 Järvemuda omadused.....	23
1.4.2 Järvemuda mõju mullale.....	24
1.4.3 Probleemid järvemuda kasutamisel	24
1.5 Kondijahu	24
1.5.1 Kondijahu omadused	25
1.5.2 Kondijahu mõju mullastikule ja saagile	25
1.5.3 Probleemid kondijahu kasutamisel	25
1.6 Vinass	25
1.6.1 Vinassi omadused	26
1.6.2 Vinassi mõju mullastikule	26
1.6.3 Probleemid vinassi kasutamisel.....	27
2. UURIMUSTÖÖ METOODIKA	28
3. UURIMISTÖÖ TULEMUSED	32
3.1 Maapealse biomassi ja juurte saak.....	32
3.2 Mulla agrokeemilised näitajad katse lõpus.....	33
3.4 Maapealses biomassis ja juurtes seotud toiteelementide kogus	37
4. ARUTELU	39

4.1 Jäätmeväetise mõju mulla reaktsioonile	39
4.2 Jäätmeväetise mõju taimede toitumisele ja liikuvate toiteelementide sisaldusele mullas	39
4.3 Jäätmeväetise mõju saagile.....	43
KOKKUVÕTE	44
KASUTATUD KIRJANDUS	46
THE IMPACT OF FERTILIZERS PRODUCED FROM BIO-WASTES ON SOIL AND PLANT NUTRITION	55
LISAD	57
Lisa 1. Maapealse biomassi ja juurte saak (g KA m^{-2}) ning taimses biomassis seotud N, P, K, Ca, ja Mg kogus (g m^{-2}) kahkjäl mullal.....	58
Lisa 2. Maapealse biomassi ja juurte saak (g KA m^{-2}) ning taimses biomassis seotud N, P, K, Ca, ja Mg kogus (g m^{-2}) leostunud mullal	59
Lisa 3. Kahkja mulla agrookeemilised näitajad 0-10 cm kihis katse lõpus.....	60
Lisa 4. Leostunud mulla agrookeemilised näitajad 0-10 cm kihis katse lõpus	61

SISSEJUHATUS

2018. aastal tekkis Eestis jäätmeid kokku 23,52 miljonit tonni, millest 75% moodustasid põlevkivijäätmed ning 9% olmejäätmed. Võrreldes 2017. aastaga oli seda 6% vähem põlevkivitööstuse tootmismahdade vähenemise tõttu (2018. aastal tekkis... 2019). Eurostati (2019) andmetel tekkis Euroopa Liidu (EL) liikmesriikides 2016. aastal kokku 2,5 miljardit tonni jäätmeid, millest puidujäätmed moodustasid 54,74 miljonit tonni, taimsed jäätmed 55,3 miljonit tonni ning loomsed jäätmed (sõnnik jms) 13,98 miljonit tonni. Üldiselt on jäätmete teke tõusutrendis. Põhjuseks võib pidada inimeste tootmis- ja tarbimismudeleid, aga ka suurenevat toodete arvu turul (Jäätmed- probleem või .. 2014). Pidev tootmise suurendamine ja seega ületarbimine tekitab olukorra, kus meil ei jätku enam loodusvarasid. On leitud, et ühe inimese kohta on materjalitarbimine suurenenud kaks korda ning esmase energia tarbimine kolm korda. Prügilatesse jäetav prügi tekitab ka keskkonnakahjusid nagu kasvuhoonegaaside õhku paiskumine, ökosüsteemide hapestumine ja kliimamuutused (Majandus: ressursitõhusus ... 2014).

EL-s on hakatud üha rohkem jäätmeid taaskasutama ning selle tõttu jõuab neid prügilatesse järjest vähem. Taaskasutamise soodustamiseks on EL-s vastu võetud „Jäätmete raamdirektiiv“, kus on loodud jäätmekäitlushierarhia, mille eesmärgiks on vältida jäätmete kogunemist ja kasutada neid kui tootmisressurssi (Jäätmed- probleem või ... 2014). Eestis on analoogselt vastu võetud „Riigi jäätmekava 2014 - 2020“, mille eesmärgiks on korraldada kogu jäätmehooldust süsteemselt valdkondade tasanditel ning luua toimiv ringmajandus (Riigi jäätmekava... 2018).

Jäätmete kasutamise võimalusi on mitmeid. Näiteks biojäätmete põletamine koos olmejäätmetega energia tootmiseks, bioloogiline töötlus kompostimise näol kasvusubstraatide tootmiseks, mehhaanilis-bioloogiline töötlus energia tootmiseks (Roheline Raamat 2008). 2016.aastal oli Eestis ringlusse võetud 31% olmejäätmetest, kuid võrreldes EL-i teiste riikidega on Eesti üks väiksemaid ringlusse võtjad. Samas põletab Eesti 56% olmejäätmetest soojusenergia tootmiseks. Jäätmetest energia tootmisel tekib palju tuhka, millele oleks samuti vaja rakendus leida (Oras 2018). Tuha kõrval on veel teisi tootmisjääke (sõnnik, süsi, vinass, reoveesete jne), mida samuti täna veel alati lõpuni ei kasutata (Majandus: ressursitõhusus ... 2014).

Kuna enamus jäätmetest sisaldab taimedele olulisi toiteelemente, siis üks võimalus on neid kasutada põllumajanduses väetisena. Näiteks on leitud, et orgaanilised väetisained, nagu reoveesete ning taimsed jäätmed vähendavad mulla huumuskadu, muudavad mulla struktuuri ning samuti vähendavad kasvuhoonegaaside teket (Kriipsalu 2015). Aktuaalseks on muutunud ka puutuha kasutamine väetisena, sest puidu biomassist energiatootmisel jäävad järgi suured tuhakogused, mille utiliseerimine on probleemne (Pärn *et al.* 2006). Puutuhaga tehtud uuringud näitavad, et tegemist on taime kasvuks väga palju olulisi toitaineid sisaldava materjaliga, mistõttu võib sellel olla suur potentsiaal nii põllukultuuride kui ka metsas puude väetisena (Pitk *et al.* 2016).

Jäätmete kasutamist väetisena raskendab neis sisalduvate toiteelementide vahekord, mis ei vasta enamasti põllukultuuride vajadusele. Selle üheks lahenduseks võib olla erinevate jäätmete omavahel segamine ja seeläbi toiteelementide vahekorra muutmine taimedele sobivamaks.

Antud uurimustöö eesmärk on selgitada puutuha, biosöe, kanasõnniku, vinassi, kondijahu ja järvemuda baasil toodetud granuleeritud väetiste mõju mullale ja taimede toitumisele ning võrrelda nende toimet tavaliste mineraalväetistega.

Käesoleva uurimustöö hüpoteesiks on: Biojätmetest toodetud väetised sobivad asendama mineraalset P ja K väetist.

1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE

1.1 Puutuhk

1.1.1 Puutuha üldised omadused

Aastal 2018 oli Eestis 12 elektri ja soojuse koostootmisjaama, kus kasutati kütusena puitu ja/või turvast hinnanguliselt 1 500 000 t a⁻¹, mille põletamisel jäi järgi ca 30 000 t a⁻¹ tuhka (Raave *et al.* 2018a).

Puidu tuhasus on vahemikus 1-3% kuivast biomassi kaalust (Pitk *et al.* 2016), sõltudes suurel määral puu liigist, puu fraktsioonist ning kasvutingimustest (kliima ning kasvukoht). Soomes tehtud uuringutega on leitud, et puuokste puidu tuhasus (0,4-0,6%) on natuke kõrgem kui tüvepuidus (0,3-0,4%). Okaspuude ja kase tüvekoos on tuhasus 2,4-2,6%, haava tüvekoos 4,1%, okaspuude okste koos 3,3-4,1% ning haava koos 6,1%. Kuuse okaste tuhasus (5,2%) on suurem kui männiokastel (2,5%) (Pärn *et al.* 2010).

Erinevate mineraalelementide sisaldus puutuhas varieerub suurtes piirides (tabel 1), sõltudes puu liigist, taimse materjali osast (tüvi, lehed, koor, oksad) ning kasvukoha mullastikust (Hebert, Breton 2009). Elementidest leidub seal O > Ca > K > Si > Mg > Al > Fe > P > Na > S > Mn > Ti, millest taimekasvatuse seisukohast on olulisemad Ca, K, Mg ning P (Vassilev *et al.* 2013). N ja C kontsentratsioonid tuhas on minimaalsed, kuna põlemisel nad oksüdeeruvad gaasilisteks ühenditeks ning lenduvad (Pärn *et al.* 2010). Mikroelemente on puutuhas teiste lubiainetega (põlevkivituhk, paekivijahu) võrreldes rohkem (Järvan, Järvan 2010). Kõige enam on seal Fe (Demeyer *et al.* 2001), kuid samuti leidub seal taimede kasvuks olulist Mn (Werkelin *et al.* 2005). Elemendid on tuhas oksiidide, hüdroksiidide ja sooladena (Pärn *et al.* 2010, Vassilev *et al.* 2013, Kröppel 2015).

Tabel 1. Puutuha pH ja makroelementide sisaldus

N	P	K	Ca	Mg	Mn	pH	Allikas
(g/kg)	(g/kg)	(g/kg)	(g/kg)	(g/kg)	(mg/kg)		
0,6	4,2	27,9	180	9,7	2430	12,3	Vance (1996)
0,25	15,5	48	123	19,4	9850	12,1-12,6	Mandre <i>et al.</i> (2006)
0,35	12,13	43,64	242,48	23,05	1570	13,0	Raave <i>et al.</i> (2015)

Tuha orgaanilise osa moodustavad bioloogiliselt stabiilne süsinik ning erinevad orgaanilised ühendid, mis puidu mittetäielikul põlemisel tuhka alles jäävad (Pitk *et al.* 2016). Tuha pH

on 12,9-13,0. Seda mõjutab põlemistemperatuur koldes ning ladustamisperioodi pikkus. Temperatuuri tõustes koldes tuha pH väheneb (Demeyer *et al.* 2001).

Puutuha neutraliseerimisvõime on enamasti 80% CaCO_3 , kuid sõltuvalt seda määravate keemiliste ühendite sisaldusest (Ca, Mg), mis oleneb toorainest ja põlemistemperatuurist, võib see varieeruda (Järvan, Järvan 2010). Põlemistemperatuuri tõustes ning ladustamisaja pikenedes puutuha leeliselisus väheneb. Kui põlemistemperatuur koldes on alla 500 °C, domineerivad tuhas karbonaadid ning bikarbonaadid ja kui see on üle 1000 °C siis on tuhas valdavalt oksiidid (Demeyer *et al.* 2001).

61% tuhast on veeslahustuv. Tuhas leiduvad ühendid jaotuvad lahustuvuse järgi hästi-, vähe- ning mittelahustuvateks. Mineraalide lahustuvus sõltub keskkonna pH-st (Pitk *et al.* 2016). Ohno ja Erich (1990) uuring näitas, et tuhas sisaldunud makroelemendi koguhulgast vabanes pH 3,1 juures lahusesse P-d 5,7%, K-d 40%, Mg-d 48%, Ca-d 74% ning Na-d 16%. Sarnases katses, mis toimus pH 4,2 juures, oli kogu Ca-st lahustuv 81%, Mg-st 57%, K-st 34% ja P-st 20% (Meiwes 1995). Kröppl (2015) uuringu põhjal lahustuvad tuhas olevad oksiidid kõige paremini pH vahemikus 2-6, karbonaadid 6-9 ja hüdroksiidid 10-13.

Tuhkade liigitus

Olenevalt tuha kinnipüüdmise kohast eristatakse kolde-, tsükloni- (lendtuhk) ning filtrituhka (lendtuhk). Tuhkade liigilist koostist mõjutab ka katla tüüp. Restkatla puhul moodustab kogutuhast suurima osa koldetuhk (60-90%), millele järgnevad tsüklon- (10-35%) ning filtertuhk (2-10%). Keevkihi katla puhul on suurim osakaal lendtuhhal (Raave *et al.* 2018a). Koldetuhaga võrreldes on lendtuha osakeste suurus väiksem (keskmiselt 10-100 μm) ning nende tihedus on keskmiselt 725 kg m^{-3} . Samuti on lendtuhas suurem taimele oluliste toitainete kontsentratsioon (Pitk *et al.* 2016; Raave *et al.* 2018a), mistõttu sobib see väetiseks paremini kui koldetuhk. Samas on lendtuha puhul probleemiks raskmetallide (Cd, Pb, Zn, ning Hg) kõrge sisaldus, mis eriti Cd puhul on kehtestatud piirnormist (piirnorm 3,0 mg kg^{-1} puutuhas) sageli ka suurem (Järvan, Järvan 2010).

Lend- ja koldetuha neutraliseerimisvõime ei erine teineteisest väga palju. Raave *et al.* (2018a) uurimustööst selgus, et see on mõlemal tuha vormil peaaegu võrdne. Samas kui võrrelda puutuha neutraliseerimisvõimet teiste Eestis kasutatavate lubiainetega, on see ligikaudu poole väiksem kui põlevkivituhhal ja dolomiidijahul (Raave *et al.* 2018a).

1.1.3 Puutuha mõju mullale

Erinevad uuringud on näidanud, et puutuhk suurendab mulla pH-d ning vähendab happelistel muldadel liikuva Al sisaldust. Võrreldes lubjaga on puutuha mõju mullale kiirem (Demeyer *et al.* 2001). Põlevkivituha ja paekivijahuga võrreldes on puutuhas rohkem toitaineid, mistõttu tagab sellega väetamine suurema saagi. Vastavaid katseid on tehtud maisi, nisu ning liblikõielistega (Pitk *et al.* 2016). Puutuhk sobib nii põllul kui rohumaal asendama eelkõige mineraalset K väetist, sest selles on taimedele omastatavat K-d 18-35% (Pitman 2006). Saarsalmi *et al.* (2001) tehtud katsest selgus, et puutuhhal on mulla toitainete sisaldusele pikk järelmõju ja võib P, K, Ca ja Mg puhul kesta 7-16 aastat. Eestis tehtud katsest (Raave 2014) selgus, et normi $3,9 \text{ t ha}^{-1}$ andmisel, tuha järelmõju mulla P sisaldusele puudus, mis oli tingitud puutuha madalast P sisaldusest. Mulla K sisaldusele kestis tuha järelmõju aasta. Tuha kasutamine suurendas oluliselt mulla pH-d ning siin kestis järelmõju 4 aastat. Ammendatud turbaaladel tehtud metsakatsed näitasid, et granuleeritud tuha järelmõju kestab mulla pH-le 30 – 50 aastat (Pitk *et al.* 2016).

Puutuha positiivset mõju näitavad ka erinevad happelistel metsamuldadel tehtud uuringud mikroorganismide aktiivsuse kohta (Bang-Andreasen *et al.* 2007), millest järeldati, et tuhaga väetamisel suureneb mikroorganismide aktiivsus mulla pindmistes kihtides (0-10cm). Bang-Andreasen *et al.* (2007) katsest järeldeb, et mikroorganismide aktiivsuse kasv on seotud mulla pH ja toitainete sisalduse kasvuga ning elektrijuhtivuse suurenemisega.

Puutuhka kasutatakse väetisena erinevates vormides: tolmmas tuhk (mittestabiilne), purustatud isepaakunud tuhk (stabiilne), pelletid ning granuleeritud tuhk (stabiilne). Tolmmas tuhk on väga reaktiivne ja aluseline ning seetõttu ohtlik inimese tervisele, sest võib laotamise ajal sattuda läheduses viibivate inimeste hingamisteedesse. Samuti tekitab tuhk põletusi, kui see kleepub taimede lehtedele (Pitk *et al.* 2016). Tolmja tuha kasutamisel on märgitud ka laotusseadmete osade kiiret kulumist korrosiooni tõttu (Pärn *et al.* 2010). Selleks, et vähendada tolmja tuha negatiivset mõju, on hakatud seda stabiliseerima, milleks tuhk segatakse veega, mille tulemusena see paakub. Pärast täielikku kuivamist tuhk purustatakse ja saadud tükke kasutatakse väetisena. Stabiliseeritud ja tolmja tuha omadused on erinevad. Reeglina vabanevad toidained stabiliseeritud tuhast aeglasemalt, mistõttu on sellest saadav kohene efekt väiksem, kuid mõju kestab kauem (Steenari *et al.* 1999; Saarsalmi *et al.* 2001; Nieminen *et al.* 2005).

Võrreldes tolmja tuhaga on stabiliseeritud tuhk ka vähem reaktiivne, kuid selle järelmõju on pikem (Pärn *et al.* 2010; Pitk *et al.* 2016). Pitk *et al.* (2016) katsest selgus, et tolmmas tuhk

reageerib mullaga kiiresti ja suurendab selle pH-d juba paari päevaga 0,6 ühikut. Seejärel see langeb ja stabiliseerub. Granuleeritud tuha kasutamisel järsku mulla pH tõusu ei toimunud, kuid kahe nädala möödudes oli mulla pH ligilähedaselt sama suur kui tolmla tuha variandis. See tulemus näitab, et granuleeritud tuha mõju mulla pH-le on tolmla tuha omaga sarnane, kuid erinevalt tolmlast tuhast ei põhjusta see hüppelist pH tõusu laotamise järel, mis võib olla ohtlik mullaelustikule ja idanevatele seemnetele.

Purustatud tuha puuduseks on tükkide suuruse väga suur varieerumine. Seetõttu on hakatud puutuhast tootma ka tuhapelletideid, mida saadakse pressimise teel (Väätäinen *et al.* 2011). Moilanen *et al.* (2013) märgib, et granuleerimise positiivseks küljeks on, et tuhale saab lisada juurde ka teisi aineid ja nii tuha väetusomadusi parandada.

1.1.4 Probleemid tuha kasutamisel

Probleemiks tuha kasutamisel on siiani olnud vähene teadlikkus selle väetusomaduste kohta ning hirm tuhas leiduvate raskmetallide ees (Raave *et al.* 2018a). Raskmetallidest on puutuhas probleemiks eelkõige Cd, mida võib seal olla lubatud piirnormist (3 mg kg^{-1}) enam (Järvan, Järvan, 2010). Suures koguses on Cd nii taimedele kui mikroorganismidele toksiline (Pärn *et al.* 2010), kuid on ohtlik ka inimese tervisele, kui see toiduga organismi satub (Järvan, Järvan, 2010). Cd liikuvus sõltub mulla pH-st ja taimedele omastatav on see eelkõige happelise reaktsiooniga mullas. Seda näitas Kärblane *et al.* (1998) uurimistöö, kust selgus, et raskmetallide omastatavus taimedele mulla pH taseme tõusuga väheneb. See lubab arvata, et lubiväetistega mulda viidavad raskmetallid ei kujuta endast taimedele ja mikroorganismidele otsest ohtu, sest tuhaga väetamisel suureneb ka mulla pH. Seda arvamust toetavad Soomes metsas tehtud pikaajalised uuringud, mis näitavad, et puutuhaga väetamise järel ei ole raskmetallide sisaldus sammalde, heintaimede, puude ja põõsaste ning alustaimestiku biomassis (Huotari *et al.* 2011) ja metsamarjades suurenenud (Moilanen *et al.* 2006). Samas on ka vastupidiseid näiteid. Nii leidis Park *et al.* (2012), et puutuhaga väetamise järel tõusis Cd sisaldus oa ja karjamaa raiheina biomassis. Samuti on ajutist raskmetallide sisalduse kasvu märgitud seente puhul (Omil *et al.* 2007).

Hirmust puutuhas sisalduvate raskmetallide ees on seni pööratud rohkem tähelepanu põlevkivituhale, milles on raskmetalle vähe. Valdav osa puutuhast ladestatakse täna prügilates ning ainult väikest osa kasutatakse põllumajanduses põldude lupjamiseks (Raave *et al.* 2015; Raave *et al.* 2018a).

Puutuha kasutamist väetisena raskendab ka tuha väga väike P sisaldus ja selle kiire mõju mulla pH-le. Tuha kokkupuutudes veega tekib leeliselise reaktsiooniga kaaliumhüdroksiid (KOH), mistõttu tuleb tuhk kohe pärast laotamist mullaga segada (Järvan, Järvan 2010). Et vältida mulla pH väga kiiret tõusu ja sellest tuleneda võivad noorte taime ja mulla mikroorganismide kahjustumist on soovitatav puutuha norm anda mitmes jaos (Järvan, Järvan 2010).

1.2 Biosüsi

Biosüsi on orgaaniline, poorne ja peeneteraline aine, mis tekib biomassi kuumutamisel hapnikuvaeses keskkonnas (Sohi *et al.* 2009). Biosöe kasutamise vastu tekkis huvi, kui Amazonase jõe kallastelt leiti väga viljakate muldadega maalapid, mis asusid kunagiste Inkade elupaikade läheduses. 20.sajandil läbiviidud uuring näitas, et neil maalappidel oli kõrgem mullaviljakus just peamiselt tänu söele, mis oli seal umbes paar tuhat aastat tagasi Inkade ajal mulda viidud. Sellest lähtuvalt hakati selliseid muldi nimetama Terra Preta De Indiano muldadeks, kus *Terra* tähendab maa ja *Preta* must (Laird *et al.* 2009). Biosöe kasulikkuse kohta on huvi järjest tõusnud, kuna on täheldatud, et biosüsi parandab mulla omadusi ning leevendab kliimamuutumist (Laghari *et al.* 2016).

Biosöe tootmine

Biosütt saadakse pürolüüsi teel. Pürolüüsiks nimetatakse orgaanilise aine termo-keemilist lagundamist hapnikuvaeses keskkonnas, mille tulemusena tekib bioõli, süngaas ning biosüsi. Nende vahetõtt sõltub pürolüüsi protsessi tingimustest, nagu temperatuur ja tooraine viibeaeg selle temperatuuri juures (Verheijen *et al.* 2010).

Biosöe tootmiseks kasutatakse erinevaid tehnoloogiaid, milledest levinumad on kiire, aeglane ja väikpürolüüs ning gaasistamine (Sohi *et al.* 2009; Laird *et al.* 2009).

Aeglase pürolüüsi puhul toimub toormaterjali kuumutamine temperatuuridel 450-600 °C. Protsessi kestvus võib ulatuda mõnest tunnist kuni mitme päevani, sõltuvalt tooraine hulgast. Aeglase pürolüüsi tulemusena tekib biosütt 35%, bioõli 30% ning süngaasi 35% (saak tooraine KA kg kohta). Aeglasel pürolüüsil on võimalik ka auru lisamine kuumutamisel, mis eraldab biosööst süngaasi peamiselt vesiniku kujul. Selline pürolüüs muudab alles jääva biosöe omadusi, nagu pooride suurus ning süsiniku ja hapniku suhe. (Sohi *et al.* 2009)

Kiire pürolüüs on peamiselt arendatud bioõli tootmiseks. Protsess toimub 600-700 °C juures ja selle eripäraks on, et tooraine osake viibib selle temperatuuri juures kuni paar sekundit. Pürolüüsiks kasutatakse toormaterjali, mille niiskus on alla 10% ning osakeste suurus alla 2 mm (Sohi *et al.* 2009). Saadusena saadakse bioõli (50-70%), biosütt (10-30%) ning süngaasi (15-20%) (Laird *et al.* 2009).

Välkpürolüüs on arendatud eelkõige biosöe saamiseks. Selle protsessi saadustest moodustab biosüsi 60% ning bioõli ja süngaasi kokku 40% (Laird *et al.* 2009).

Gaasistamist kasutatakse süngaasi tootmiseks ning see toimub võrreldes teiste tehnoloogiatega kõrgemal temperatuuril (800-1200 °C) (Sohi *et al.* 2009; Laird *et al.* 2009). Gaasistamise lõpp-produktidest on valdavas osas süngaas (85%). Biosütt tekib ainult 5% (Sohi *et al.* 2009).

Pürolüüsi efektiivsus sõltub väga palju toormaterjali niiskuse tasemest. Erinevad kirjandusallikad soovivad toorainena kasutada materjali, mille niiskusesisaldus on alla 10%. Suurema niiskuse korral tuleks biomass peenestada, mis kergendaks selle pürolüüsimeetodit (Laghari *et al.* 2016).

1.2.1 Biosöe tähtsamad füüsikalised-keemilised näitajad

Biosüsi on heterogeenne materjal, mille omadused sõltuvad suurel määral toorainest ning pürolüüsi tingimustest. Biosüsi koosneb süsinikust (stabiilne ja labiilne), lenduvatest ühenditest, veest ning tuhast (tabel 2).

Tabel 2. Biosöe komponentide suhteline osakaal (Verheijen *et al.* 2010)

Komponent	Osakaal (%)
Fikseeritud süsinik	50-90
Lenduvad ühendid	0-40
Niiskus	1-15
Tuhk (mineraalne osa)	0,5-5

Süsiniku sisaldus on üks tähtsamaid biosöe omadusi. Euroopa Biosöe Sertifikaadi (EBS 2012) järgi peab biosüsi sisaldama vähemalt 50% C. Kui C sisaldus jääb alla selle, siis liigitatakse süsi pürogeenseks süsinikmaterjaliks. Biosöe C sisalduse määrab tooraine tselluloosi, hemitselluloosi ja ligniini sisaldus. Suurema ligniini sisaldusega toorainest saab suurema C sisaldusega biosütt (Sohi *et al.* 2009; Verheijen *et al.* 2010). Seetõttu on näiteks

puidust toodetud biosöe C sisaldus ($\leq 90\%$) suurem võrreldes sõnnikust toodetud biosöega ($\leq 44\%$) (Sohi *et al.* 2009; Xie *et al.* 2015; Laghari *et al.* 2016).

C_{org} sisaldus jääb söestatud materjali kuivaines sõltuvalt toorainest ja pürolüüsiteperatuurist vahemikku 5 - 95% (Lehmann 2007; Sohi *et al.* 2009). Enamasti on puidust toodetud biosöe C_{org} sisaldus ca 80%, samas kui põllukultuuride biomassist toodetud söel on see ligikaudu 40%. Näiteks pöögist toodetud biosöel on C_{org} sisaldus 85% ja kanasõnnikust toodetud biosöes keskmiselt 25% (Spokas *et al.* 2012).

Tuhasus sõltub nii toorainest kui pürolüüsi temperatuurist. Sõnnikust toodetud biosöe tuhasus on suurem kui rohtsest biomassist ja puidust toodetud biosöel. Uuringud on ka näidanud, et pürolüüsi temperatuuri tõustes biosöe tuhasus suureneb (Laghari *et al.* 2016).

Toiteelementide sisaldus biosöes on mõjutatud oluliselt tooraines olevatest toiteelementidest, kuid ainult selle põhjal biosöe kogu taimele omastatavate toiteelementide sisaldust ei ole võimalik ennustada, sest see muutub sõltuvalt temperatuurist pürolüüsi käigus oluliselt. Näiteks on uuringud näidanud, et kanasõnnikus ja männi laastudes sisaldunud N kogusest kandus biosöesse üle 27,4 – 80%. P, K, Ca ja Mg puhul oli see 60 – 100%, millest taimele omastatav on 10 – 80% (Ippolito *et al.* 2015). Temperatuuri mõju on seotud elementide aurustumise ja reageerimisega. N kohta on teada, et kuni 400 °C selle kontsentratsioon biosöes suureneb, kuid sealt alates algab N aurumine, mistõttu temperatuuri kõrgemale tõustes selle kontsentratsioon biosöes väheneb (Lang *et al.* 2005; Ippolito *et al.* 2015). Samuti on märgitud, et temperatuuri tõustes üle 500°C, väheneb P, Mg ja Ca omastatavus taimele, sest need elemendid reageerivad omavahel, mille tulemusena moodustuvad raskesti lahustuvad ühendid (Zheng *et al.* 2013).

Olenevalt toorainest ja tootmistemperatuurist sisaldab biosüsi makroelementidest N-i 1,7-78,2 (keskmiselt 22,3) g kg⁻¹, P-d 0,2-73 (keskmiselt 23,7) g kg⁻¹, K-d 1,0-58 (keskmiselt 24,3) g kg⁻¹ ning C:N suhtarv võib biosöel olla 7-500 või isegi rohkem (Verheijen *et al.* 2010).

Biosöe raskmetallide sisalduse kohta on Euroopa Biosöe Sertifikaadis (EBS 2012) piirnormid, mille järgi peab Pb sisaldus olema < 150 g t⁻¹, Cd < 1,5 g t⁻¹, Cu < 100 g t⁻¹, Ni < 50 g t⁻¹, Hg < 1 g t⁻¹, Zn < 400 g t⁻¹, Cr < 90 g t⁻¹ ning As < 13 g t⁻¹. Raskmetallide sisaldus sõltub suurel määral toorainest. Näiteks on leitud, et kuna reoveesetted sisaldavad

palju raskmetalle, siis neist saadud biosöes on Cu, Zn, Cr ja Ni kontsentratsioon kõrgem kui see on Euroopa Biosöe Sertifikaadis lubatud (Verheijen *et al.* 2010).

pH võib biosütel varieeruda suurtes piirides, sõltudes nii pürolüüsi temperatuurist kui ka toorainest (Verheijen *et al.* 2010). Enamasti jääb biosüte pH vahemikku 6,2-9,6 (keskmiselt 8,1) (Verheijeni *et al.* 2010; Laghari *et al.* 2016), kuid üle 500 °C temperatuuri korral võib see olla ka kuni 12 (Weber, Quicer 2017). Temperatuuri mõju pH-le on seotud tuha sisaldusega ning aluseliste funktsionaalsete rühmade arvuga biosöe pinnal, mis mõlemad muutuvad pürolüüsiteperatuuri kasvades (Weber, Quicer 2017). Tooraine mõju biosöe pH-le on seotud selle tuhasusega. On täheldatud, et kõrge tuha sisaldusega toorainest toodetud biosöe pH on suurem kui väikse tuha sisaldusega toorainest toodetud biosöel (Lehmann *et al.* 2011). Seetõttu on sõnnikust toodetud biosöe pH kõrgem kui taimsest materjalist toodetud biosöel (Ippolito *et al.* 2015).

Eripind. Biosöe eripind on vahemikus <2 kuni $>300 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ (Laghari *et al.* 2016) ja see sõltub nii toorainest kui tootmistemperatuurist. Väikese eripinnaga on sõnnikust ja reoveesetest toodetud biosüsi. Suur eripind on puidust toodetud biosöel. Uuringud on ka näidanud, et eripinda mõjutab isegi puu liik. Okaspuust toodetud biosöe eripind on võrreldes lehtpuust toodetud biosöega väiksem. Biosöe eripind on tihedasti seotud poorsusega, mille suurenedes suureneb ka eripind. (Ippolito *et al.* 2015).

Poorsus. Biomassi termilisel lagunemisel eralduvad orgaanilised ühendid, millest järgi jääv tühi ruum moodustab pooride võrgustiku (Verheijen *et al.* 2010). Näiteks hemitselluloos ning tselluloos lagunevad 500 °C juures, mille tulemusena omandab biosüsi kõrgja struktuuri, pooride diameetriga 5-40 µm (Laghari *et al.* 2016).

Biosöes esinevad poorid jaotuvad vastavalt sisediaameetrile makro- (1000-0,05 µm), meso- (0,05-0,002 µm) ja mikropoorideks ($< 0,002 \text{ µm}$). Pooride ruumala ja jaotus suuruse järgi sõltuvad pürolüüsi temperatuurist ja toorainest. Temperatuuri kasvades muutuvad poorid väiksemaks (Lua *et al.* 2004), kuid nende koguruumala seejuures kasvab, sest mikropoore tekib juurde (Laghari *et al.* 2016; Weber, Quicer 2017). Tooraine puhul avaldab mõju nii biomassi pooride ruumala kui ka biomassi hemitselluloosi-, tselluloosi- ja ligniinisaldus. Näiteks on samal temperatuuril põhust ja heintaimede biomassist toodetud biosöe pooride ruumala suurem kui puidust toodetud biosöel, sest nende biomass sisaldab rohkem hemitselluloosi, mille sulamistemperatuur on võrreldes ligniiniga madalam (Weber, Quicer

2017). Poorsusest sõltub biosöe veehoiu- ja toitainete adsorbtsioonivõime (Sohi *et al.* 2009; Atkinson *et al.* 2010). Makropoorid mõjutavad mulla veerežiimi ja aeratsiooni ning on ka elupaigaks mikroorganismidele. Meso- ja mikropoorid on seotud molekulide adsorbtsiooniga (Atkinson *et al.* 2010).

Neelamismahutavus näitab kui suurt hulka katioone (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+) on biosüsi võimeline kinni hoidma. See sõltub funktsionaalsete rühmade arvust ja laengust. Mida suurem on biosöe eripind, seda rohkem funktsionaalseid rühmi see mahutab. Biosöe pinnal võivad olla koos väga erinevad funktsionaalsed rühmad, nagu hüdroksüül ($-\text{OH}$), amino ($-\text{NH}_2$), ketoon ($-\text{OR}$), ester ($\text{C}=\text{OOR}$), nitro- NO_2 , aldehüüd ($-\text{C}=\text{O}H$), karboksüül ($-\text{C}=\text{O}OH$). Mõned neist rühmadest on elektronide doonorid ja teised aktseptorid. Seetõttu võivad kõrvuti asuvate pindade omadused olla nii happelised kui aluselised (Verheijen *et al.* 2010). Funktsionaalsete rühmade arvu ja laengut ja seeläbi neelamismahutavust mõjutab oluliselt tootmistemperatuur (Lehmann *et al.* 2011; Weber, Quicer 2017). Uuringud on näidanud, et kui $300\text{ }^\circ\text{C}$ juures toodetud biosöe neelamismahutavus on $32,7\text{ cmol}_c\text{ kg}^{-1}$ kohta, siis temperatuuridel $>800\text{ }^\circ\text{C}$ on see $5\text{ cmol}_c\text{ kg}^{-1}$ (Weber, Quicer 2017). Riisipõhust $300\text{ }^\circ\text{C}$ toodetud biosöe neelamismahutavus on $56,90\text{ cmol}_c\text{ g}^{-1}$ ning $500\text{ }^\circ\text{C}$ juures $32\text{ cmol}_c\text{ g}^{-1}$. Kanasõnnikust $350\text{ }^\circ\text{C}$ toodetud biosöe neelamismahutavus on $47\text{ cmol}_c\text{ g}^{-1}$ ning $550\text{ }^\circ\text{C}$ juures toodetud biosöel $30\text{ cmol}_c\text{ g}^{-1}$ (Laghari *et al.* 2016). Keskmiselt on biosöe neelamismahutavus $40\text{ cmol}_c\text{ g}^{-1}$ (Verheijen *et al.* 2010). Biosöe neelamismahutavus sõltub palju ka selle keskkonna pHst, kus seda mõõdetakse. Aluselises keskkonnas on see suurem kui happelises keskkonnas (Weber, Quicer 2017). Biosöe neelamismahutavus sõltub samuti tooraine tuhasusest. Suurema tuhasisaldusega toorainest toodetud biosöe neelamismahutavus on suurem (Lehmann *et al.* 2011). Uuringutest on ka selgunud, et suure tuhasusega biosüte pinnal (näiteks sõnnikust ja reoveesetest toodetud biosöed) võivad funktsionaalsed rühmad sisaldada ka lämmastikku ja väävlit (Verheijen *et al.* 2010).

Neutraliseerimisvõime on biosöel 8-20% CaCO_3 neutraliseerimisvõimest ja see sõltub karbonaatide, oksiidide ja hüdroksiidide sisaldusest biosöes (Ippolito *et al.* 2015; Weber, Quicer 2017).

H/C ja O/C suhe näitavad biosöe karboniseerumise astet, millest sõltub biosöe stabiilsus mullas. Mida väiksemad on need suhtarvud, seda vastupidavam on süsi mikrobioloogilisele lagundamisele. Nii H/C kui ka O/C suhe sõltuvad toorainest ning biosöe tootmise temperatuurist. Temperatuuri tõustes O ja H emiteeruvad, mistõttu nende suhtarv C-ga

muutub väiksemaks. Selleks, et aine oleks biosöena käsitletav, peab H/C_{org} olema 0,7 või sellest väiksem ja O/C_{org} suhe jääma alla 0,4. (EBS 2012).

Biosöe lasuvustihedus on olenevalt toormaterjalist 1,5-2,1 g cm⁻³. Biosöe lasuvustihedus on tihedasti seotud poorsusega ja on seda väiksem, mida suurem on poorsus (Weber, Quicer 2017).

Osakeste suurus sõltub toormaterjali suurusest ning pürolüüsi temperatuurist (Lehmann *et al.* 2011). Puidupõhistest toormaterjalidest saadud biosöe struktuur on jämedam, samas kui põhust ja sõnnikust saadud biosöe struktuur on peenem ning rabadam (Verheijen *et al.* 2010). Temperatuuri kasvades väheneb materjali vastupidavus murenemisele, mistõttu väheneb ka osakeste suurus (Verheijen *et al.* 2010).

Niiskusesisaldus on biosöel reeglina väike, sest pürolüüsi käigus vesi aurustub. Küll on see oluline tooraine puhul, kuna kõrge niiskusega toormaterjali töötlemisega muutuvad suuremaks tootmiskulud. Seega soovitatakse pürolüüsida materjali, mille niiskuse sisaldus on 10% juures ning kui see on kõrgem, tuleb materjali kuivatada (Verheijen *et al.* 2010).

1.2.2 Biosöe mõju mullale ja saagile

Biosöe kasutamisel on leitud väga palju erinevaid positiivseid mõjusid mulla omadustele. Peaasjalikult on need seotud biosöe enda omadustega ning sellega, kui palju need erinevad mulla omadustest ning milline on biosöe norm. Rohkem mõjutab biosüsi neid mulla omadusi, millest tema enda omadused erinevad kõige rohkem (Raave *et al.* 2014). Biosöega on tehtud väga palju erinevaid uuringuid, mis on näidanud, et biosüsi suurendab mulla neelamismahutavust (Laird *et al.* 2010), väliveemahutavust (Basso *et al.* 2013, Ma *et al.* 2016), happeliste muldade pH-d ning C/H suhet (Laghari *et al.* 2016). Samuti suurendab biosüsi mulla poorsust, mille tulemusena väheneb mulla lasuvustihedus (Laghari *et al.* 2016).

Kuigi biosöe puhul on leitud väga erinevaid positiivseid mõjusid mulla omadustele, on selle positiivne mõju kultuuride saagile seotudki peamiselt mulla happesuse neutraliseerimisega, mille tulemusena suureneb toitainete, ennekõike P omastatavus taimele (Kloss *et al.* 2014; Manolikaki, Diamadopoulos 2017).

Lisaks näitavad uuringud, et biosüsi vähendab toitainete kadu mullast. Kuna biosüsi suurendab mulla väliveemahutavust, siis vee vertikaalne liikumine mullas väheneb, mistõttu

väheneb ka toitainete leostumine. Tänu sellele püsivad ka toitained kauem taime juurte piirkonnas ning neid omastatakse seetõttu rohkem, mistõttu on suurem ka väetiste efektiivsus (Verheijen *et al.* 2010; Laghari *et al.* 2016). Samuti on leitud, et kasvuhoonegaaside emissioon on biosöega mullast väiksem, kuid selles osas on tulemused veel väga vastukäivad (Cayuela *et al.* 2014; Feng and Zhu 2017; Escuer-Gatius *et al.* 2020).

Uuringutest on selgunud, et ainult biosöe mulda viimine enamasti kultuuride saagikust ei paranda. Enne mulda viimist tuleb biosüsi laadida toitainetega, sest muidu hakkab süsi siduma neid enda külge mullast ja muutub nii konkurendiks taimetele. Schulz *et al.* (2012) leidis, et biosöe laadimiseks sobib kõige paremini kompost. Kompostiga segatud biosöe mõju saagile on suurem kui puhtal biosöel, kuna kompost sisaldab palju taimedele kergesti omastatavaid toitaineid (eelkõige Ca ja Mg) (Schulz *et al.* 2012). Kompostiga laaditud biosüsi suurendab mullas hapniku kättesaadavust ning seetõttu suureneb ka mikroorganismide aktiivsus (Fisher, Glaser 2012). Buss *et al.* (2019) andmete põhjal annab positiivse efekti ka see, kui biosöe tooraine sisse segada puutuhka ja seda pürolüüsida 450 °C. Tema uuring näitas, et nii toodetud biosüsi vähendab CO₂ emissiooni mullast ning suurendab seal taimedele omastatavate toiteelementide sisaldust.

1.2.3 Probleemid biosöe kasutamisel

Biosöe kasutamisel võib olla probleemiks selle suur tuhasus ning samuti Na ja Cl kõrge sisaldus tuhas. Sellist biosütt suure normiga mulda andes võib soolsus juurte piirkonnas tõusta väga kõrgeks, mis takistab taimedel vee omastamist. Kõrge tuhasuse ja raskmetallide sisaldusega biosöel võib olla negatiivne mõju ka mükoriisaseentele (Lehmann *et al.* 2011). Kui biosüsi sisaldab palju mikroorganismidele omastatavat C, siis võib see lühiajaliselt tuua kaasa taimedele kättesaadava N koguse vähenemise mullas, sest mikroorganismid vajavad seda elementi ka oma elutegevuseks (Lehmann *et al.* 2011). Seda näitas Eesti Maaülikoolis aastatel 2011 – 2014 läbi viidud uuring, kus laotamise aastal oli biosöe mõju saagile negatiivne (Raave 2014). Kuna peenestatud biosüsi on kergesti lenduv ja seega tuule erosioonile tundlik, siis selle leevendamiseks soovitatakse segada enne laotamist biosütt sõnniku või kompostiga (Verheijen *et al.* 2010; Laghari *et al.* 2016). Erosiooni ennetamiseks tuleb biosüsi laotamise järel viia kohe mulda. Biosüsi võib olla inimeste tervisele kahjulik, kui hingata sisse selle tolmu (Verheijen *et al.* 2010).

1.3 Kanasõnnik

Kanaliha nõudlus on järjest suurenenud, mis toob kaasa suurema kodulindude kasvatamise. FAO (2019) andmetel moodustas 2016. aastal linnuliha osakaal kogu maailma lihatoodangust 36%. Sellega on kaasnenud omakorda orgaaniliste jäätmete, eelkõige linnusõnniku koguse suurenemine, mida saab kasutada väetisena (Dikinya, Mufwanzala 2010). Linnusõnniku kogust ning omadusi määrab linnu liik, vanus, toitumistingimused, tervislik seisund, aga ka põllumajandusettevõtete majandamisoskused. On arvestatud, et 1000 linnu kohta tekib päevas sõnnikut munakanadel 120 kg, 80 kg lihakanadel, 200-350 kg kalkunitel ning 150 kg partidel. Kogused on arvestatud lindude tootmistsükli keskmiste eluskaalude põhjal (Williams 2013).

1.3.1 Kanasõnniku omadused

Kanasõnnik koosneb erinevatest komponentidest, nagu linnu väljaheited, allapanujäägid (näiteks õled), purunenud munade koorejäägid, maha kukkunud linnusuled (Thyagarajan *et al.* 2013). Kanasõnnikul on suur makrotoiteelementide sisaldus (eriti N, P, K), mistõttu on hakatud seda eelistama teiste loomade sõnnikule (Dikinya, Mufwanzala 2010). Toiteelementide sisaldus oleneb erinevatest aspektidest, nagu sõnniku niiskuse, linnukarja suurus ja söötmine ning sõnniku ladustamisaeg (Amanullah *et al.* 2010) ja võib varieeruda seetõttu suurtes piirides (tabel 3).

Tabel 3. Mineraalelementide sisaldused kanasõnnikus, mg kg⁻¹

N	P	K	Cu	Zn	Allikas
13 500	10 500	-	10	70	Williams (2013)
17 000	2600	23 800	-	-	Ewulo <i>et al</i> (2008)
5954	10 490	5889	-	-	Dikinya <i>et al</i> (2010)
20 400	20 600	18 600	-	-	Farhad <i>et al</i> (2009)

Neile lisaks sisaldab kanasõnnik Dikinya *et al.* (2010) andmetel veel Na 0,84 cmol kg⁻¹, Mg 0,63 cmol kg⁻¹, Ca 9,79 cmol kg⁻¹. Kanasõnniku pH on keskmiselt 7,3 ning niiskuse sisaldus 60-70% (Amanullah *et al.* 2010; Thyagarajan *et al.* 2013).

Inglismaal läbi viidud uuringus selgus, et üldiselt oli broilerite ja kalkunite sõnniku kuivaine sisaldus suurem (ca 60%) kui munakanadel (ca 35%), kuigi mõlematel sõnnikutel olid toiteelementide sisaldused sarnased (Stiles 2017).

Kanasõnnikut kasutatakse palju mahepõllumajanduses (Farhad *et al.* 2009), peamiselt köögiviljade ja rühvelkultuuride väetamiseks. Väetatakse nii puhta kui ka koos turbaga komposteeritud sõnnikuga (Raudväli 1996a).

1.3.2 Kanasõnniku mõju mullale

Kanasõnnikul on positiivsed mõjud mullastikule ning taimede arengule. Kanasõnniku kasutamine suurendab mulla veehoiuvõimet ning poorsust, sest kanasõnnikuga viiakse mulda ka orgaanilist ainet, mis parandab mulla struktuuri (Farhad *et al.* 2009; Amanullah *et al.* 2016). Samuti vähendab kanasõnnik mulla tihedust (Amanullah *et al.* 2010). Ewulo *et al.* (2008) tehtud katses tomatitega suurendas kanasõnniku kasutamine taimede N, P, K, Ca ja Mg kontsentratsiooni ning parandas taimede kasvu ja juurte arengut. Kanasõnnik suurendab mullaviljakust ja mõjub hästi ka seemnete arengule (O'Halloran *et al.* 1993).

1.3.3 Probleemid kanasõnniku kasutamisel

Kuna kanasõnnikus on N seotud kusihappega, mis on kergesti lenduv ühend, siis on sõnniku säilitamisel üheks probleemiks suur N kadu. Sõnniku ladustamisel värskes õhus võib N kadu ulatuda paari kuuga kuni 80%-ni. Seda aitab vältida kanasõnniku kuivatamine (Raudväli 1996a). Nitraatide leostumise tulemusel võib probleemiks olla ka põhjavee saastumine, kui sõnnikut hoiustatakse suurtes kogustes. Säilitamisel on probleemiks ka erinevate kahjuritega saastumine, kes munevad mune, kui sõnniku niiskustase on 40-70% (Amanullah *et al.* 2010).

Värske kanasõnnik on suure niiskuse sisaldusega, mistõttu on seda keeruline käidelda. Samuti on see taimelehtedele suure N sisalduse tõttu söövitava toimega ning võib laotamisel tekitada taimelehtedele põletusi (Amanullah *et al.* 2010).

1.4 Järvemuda

Järvemuda (sapropeel) on sete, mis koosneb peenosakestest ning sisaldab orgaanilisest materjalist ülejäävat osa ehk terrigeenset materjali ja karbonaatseid settekivimeid ehk biokeemilist materjali (Otsmaa 2017). Maavaravaruna defineeritakse järvemuda kui klastilisest, karbonaatsest või orgaanilisest ainest koosnevat magevee setendit, mille orgaanilise aine sisaldus on vähemalt 35% kuivaine massist. Maavaravaruna jaotatakse järvemuda kasutusotstarbe järgi kolme rühma: põlluväetis, lisaõõd ja raviotstarbeline (Nõuded maavaravarude kategooriatele... 2005, § 3).

Eestis on kokku 1535 looduslikku järve (Pinnavesi 2018), milles järvemuda saab tekkida. Järvesette vanust on raske määrata, kuna määramise meetodid, mida traditsiooniliselt on kasutatud, on eksitavad (Otsmaa 2017).

Liikuva vooluga vees kogunevad setted aeglasema vooluga kohtadesse, kuid järvedes ja reservuaarides on põhjasetted jaotunud ühtlasemalt (Ballinger, McKee 2009). Settimine on teatud järvedes rütmiline, kus kevadel lumesulamise veega tekib hele mineraalainetest koosnev kiht ning teistel aastaaegadel kuhjub pigem orgaaniline aine, mis tekitab tumeda värvusega settekihi. Selliselt moodustunud kihte nimetatakse varvideks. Aastakihilised järvesetted tekivad sügavates järvedes, kus alusvee kihtides ei ole hapnikku ning põhjaorganismid ei ole aktiivsed (Veski *et al.* 2003).

1.4.1 Järvemuda omadused

Järvesetted sisaldavad taimede jäänuseid, õietolmu ja eoseid, räni- ja rohevetikaid, vesikirpude osiseid, mikroskoopilisi söeosakesi ja seeni (Veski *et al.* 2003). Orgaanika moodustab järvemudast umbes veerandi ning on kõige olulisem osa selles (Otsmaa 2017).

Olenevalt järve tekkeviisist võivad järvemuda omadused olla erinevad. Nii on liustikutekkelise (Õisu, Võistre ning Päidre järved) järvemuda paksus 8-10 meetrit ning see sisaldab lubjarikast vetikamuda, mille CaO sisaldus on 16,8% ning N sisaldus on 0,17%. Mõhnastiku järvede järvemuda on väheselt liivakas ning suure orgaanika sisaldusega ning sisaldab palju Fe (Otsmaa 2017). Ka sama leiukoha järvemuda kvaliteet ja omadused võivad olla erinevad, nagu ka värvus, mis võib olla valge, beež, pruun, hall või ka must (Ramst 1992). Järvemudas domineerivad osakesed suurusega 0,05-0,01 mm, mille sisaldus mudas moodustab 30-50%. Mineraalidest sisaldab järvemuda peenematest fraktsioonidest (alla 0,001 mm) savimineraale, nagu hüdrovilk, kaoliniit ja kloriit (Ramst 1992).

Kuna järves sõltub taime toiteelementide sisaldus järve toitumisrežiimist, siis muutub ka järvemuda keemiline koostis vastavalt sellele (Tabel 4).

Tabel 4. Elistvere, Pikkjärve ja Kaiavere järve muda pH ja toitainete sisaldus (Edesi, Vettik 2015: 8)

Asukoht	pH	Org.aine (% KA)	N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Mn (mg kg ⁻¹)
Elistvere järv	8,0	46,2	1,4	0,08	0,38	8,73	0,54	499,2
Pikkjärv	7,7	57,2	1,9	0,08	0,26	3,52	0,41	344,4
Kaiavere järv	7,7	49,2	1,6	0,08	0,12	6,03	0,28	484,4

Järvemuda sisaldab keskmiselt N 1,4%, P 0,1-0,26% ning K 0,2-0,44%. Lisaks sisaldab järvemuda veel ka Mg, Mn, Zn jne (Raudväli 1996b).

1.4.2 Järvemuda mõju mullale

Eesti Taimekasvatuse Instituudis 2015-2016 tehtud katsest selgus, et järvemuda suurendas liikuva Ca sisaldust mullas (Loide 2018). Kuna järvemuda ise on väikese väetusväärtusega, siis soovitatakse selle suurendamiseks seda segada allapanuta sõnnikuga, mis soodustab orgaanilise aine lagundamist. Lisaks soovitatakse lisada iga tonni järvemuda kohta 20-25 kg põhku ning kasutada seda eelkõige kergema lõimisega muldadel (Raudväli 1996b; Loide 2018).

1.4.3 Probleemid järvemuda kasutamisel

Järvemuda kasutamise teeb keeruliseks selle raskmetallide sisaldus. Näiteks Ba sisaldus järvemudas on 93–474 mg kg⁻¹ (Loide 2018:7). Cd on leitud järvemudas keskmiselt 3,4 mg kg⁻¹, Cr 9,7 mg kg⁻¹, Ni 13 mg kg⁻¹ ning Cu 12 mg kg⁻¹ (Zerbe 1999).

Sepp (2019) nõukatsest selgus, et kui lisada mulda rauarikast järvesetet, siis väheneb taimedele kättesaadava P sisaldus mullas, mis võib olla põhjustatud Fe reageerimisest P-ga.

Probleemiks järvemuda kasutamisel on ka selle paakumine ning külmumine. Järvemuda muutub õhu käes kuivades kivistõvaks ning hiljem enam ei niisku (Loide 2018). Samas kui muda on enne kuivamist läbi külmunud, siis see kuivab kiiresti ning muutub kobedaks (Raudväli 1996b).

Üheks probleemiks järvemuda kasutamisel on ka selle suur mahukaal. Kui 1 m³ mineraalväetist kaalub umbes 1000 kg ning selles sisaldub toitaineid näiteks NPK 16-16-16 väetise puhul kokku 480kg, siis 1 m³ järvemuda kuivaine sisaldusega 27% kaalub umbes 1100 kg ning põhitoiteelementide (NPK) sisaldus on <15 kg, mistõttu tuleb mineraalväetisega ekvivalentse toitaine koguse mulda viimiseks rohkem energiat kulutada (Võsa 2017:28).

1.5 Kondijahu

Kondijahu on tapatööstuse järelprodukt, mida saadakse looma kontide jahvatamisel (Kumar, Panda 2019). EL-s toodetakse kondijahu üle 18 miljoni tonni aastas. Valdavalt kasutatakse

seda loomasöödaks ning vaid väikest osa väetiste tootmiseks. Prantsusmaal kasutatakse kogu 2,5 miljonist tonnist kondijahust 12% väetiste tootmiseks (Möller 2015). Kondijahu kasutatakse orgaanilise väetisena näiteks kevadel õitsevate lillede, amplite, köögiviljade ning muru väetamiseks. Paremini sobib see kasutamiseks P vaestel muldadel ning muldadel, mille pH on <6 (Möller 2015; Kumar, Panda 2019).

1.5.1 Kondijahu omadused

Kondijahu sisaldab umbes 4% N, kuid see sõltub töötlemise viisist. Näiteks pärast kondijahu aurutamist võib N sisaldus olla ka ainult 1%. P sisaldus on kondijahus 12 – 13% ja Ca sisaldus 24%. Ca esineb kondijahus kaltsiumfosfaadina (Möller 2015; Kumar, Panda 2019). K sisaldus kondijahus jääb 1% piiresse (Kivelä *et al.* 2015). Kondijahu orgaanilise aine sisaldus on 50% , C/N suhe 3,2...4,8:1 ning KA sisaldus 93-96% (Tammeorg 2010; Möller 2015).

1.5.2 Kondijahu mõju mullastikule ja saagile

Nogalska, Zalewska (2013) 4 aastasest katsest selgus, et kondijahu suurendab mullas taimedele kättesaadava P kogust. Kondijahust vabaneb P aeglaselt ning selle järelmõju on happelistes muldades 5 aastat. Muldades, mille pH > 6,5 võib taimedele kättesaadava P järelmõju olla pikem (Chen *et al.* 2011). Kivelä *et al.* (2015) katsest juurviljadega järeldus, et kondijahu kasutamine suurendab suhkrupeedis suhkrute sisaldust ning vähendab nitraatide sisaldust. Samuti parandas see porgandite säilivust. Chen *et al.* (2011) katses suurendas kondijahu odral ja kaeral proteiini sisaldust.

1.5.3 Probleemid kondijahu kasutamisel

Kondijahu on kallis ning seetõttu on siiani seda kasutatud väetisena peamiselt väikemajapidamistes. Kuna toiteelementide sisaldus on selles väike, kulub seda võrreldes mineraalväetistega rohkem. (Kumar 2019).

1.6 Vinass

Vinass on käärindustööstuste (pärm, alkoholi) vedel jääkprodukt, mida saadakse põhiliselt nisust, riisist, kartulist, suhkrupeedist, suhkruroost ja magusast sorgost (Paananen *et al.* 1998; Vadivel *et al.* 2014; Moran- Salazar *et al.* 2016). Aastal 2008 oli kogu maailma etanooli toodang 79 miljardit liitrit, mille kõrval tekkis ligikaudu $2,4 \times 10^{12}$ L vinassi.

Euroopas saadakse jääkproduktina 66,3 miljardit liitrit vinassi (Vadivel *et al.* 2014). Eestis tegeleb pärmi tootmisega ainukesena Salutaguse Pärimistööstus, mille tootmise kõrvalsaadusena saadakse ka vinassi, mida kasutatakse muldade parendamiseks (Edukas Eesti ettevõtte ... 2019). Kuna alkoholitööstus on maailmas laialt levinud, siis seni on peamiselt uuritud just alkoholitööstuses tekkinud vinassi.

1.6.1 Vinassi omadused

Vinass sisaldab 93% ulatuses vett ning ülejäänud 7% moodustavad orgaanilised tahked ained ning mineraalid (Vadivel *et al.* 2014). Vinassi iseloomustavad tume värvus, happeline pH ning kõrge elektrijuhtivus. Taimele olulistest toiteelementidest on vinassis kõige rohkem N ja K (Gemtos *et al.* 1999; Moran-Salazar *et al.* 2016). Tabelis 5 on toodud vinassi makroelementide sisaldused.

Tabel 5. Vinassi makroelementide sisaldused (mg L⁻¹) ja pH

N	P	K	pH	Allikas
5300	200	114 000	4,35	Jiang <i>et al.</i> (2012)
4000	7000	14 000	4,61	Armengol <i>et al.</i> (2003)
485	175	1,644	4,8	Prado <i>et al.</i> (2013)

Toiteelementide sisaldused sõltuvad palju sellest, millisest toorainest on vinass toodetud. Näiteks suhkruroost ja suhkrupeedist saadud vinassis on teistega võrreldes suurem P sisaldus (Moran- Salazar *et al.* 2016).

Olenevalt toormaterjalist on ka orgaaniliste ühendite osakaal vinassis erinev. Nii näiteks on suhkrupeedist saadud vinassis rohkem glütserooli, betaiini, oksalaati, laktaati ning malaati ning maisi ja magusa sorgo vinassis aminohappeid, nagualaniin ja proliin (Vadivel *et al.* 2014).

1.6.2 Vinassi mõju mullastikule

Vinassi kasutamisel tulenevad mõjud sõltuvad palju vinassi toormaterjalist, vinassi keemilisest koostisest, mulla tüübist, kultuurist ning ilmastikust (Christofolletti *et al.* 2013; Moran-Salazar *et al.* 2016). Jiang *et al.* (2012) katsest suhkruroost vinassiga selgus, et kuna vinass sisaldab palju K, siis saab vinassi õigetes kogustes kasutades asendada K- väetist.

On leitud ka, et vinassi viimisel 5cm sügavusele mulda, suurendab see mulla agregaatsust ning parandab agregaatide stabiilsust. Suurtes mulla agregaatides (üle 1,0 mm) on suurem N

ja C sisaldus kui mikroagregaatides ning kuna need reguleerivad osaliselt mulla õhustatust ja veehoiuvõimet, on neil otsene mõju ka mulla viljakusele (Jiang *et al.* 2012). Samuti on täheldatud nende positiivset mõju ka mulla poorsusele (Jiang *et al.* 2012; Vadivel *et al.* 2014).

1.6.3 Probleemid vinassi kasutamisel

Vinassi kõrge soolsus (21 g L^{-1}) ning orgaanilise aine suur tihedus ($1,23 \text{ g cm}^{-3}$) on piiravaks faktoriks selle otsesel mulda viimisel, mistõttu tuleks seda kasutada kompostimisel teiste põllumajanduslike jäätmetega (Madejon *et al.* 1995; Moran-Salazar *et al.* 2016). Samale järeldusele jõudis ka Tejada *et al.* (2006), kes leidis, et kuivadel erosioonitundlikel põllumajandusmaadel, halvendab värske vinass monovalentsete katioonide (eriti Na^+) suure sisalduse tõttu mulla omadusi ning suurendab mulla erosiooni. Samas kui vinass segati purustatud puuvillakiu ja kompostiga, siis mulla omadused paranesid ning vähenes ka mulla erosioon.

Vinassi kasutamine tekitab suures koguses kasvuhoonegaase nii transpordil, ajutisel hoiustamisel kui ka mulda viimisel (Oliveira *et al.* 2013). Puhta vinassiga väetamine võib tekitada mullas anaeroobse keskkonna, sest väikese C/N suhte tõttu, on C vinassist mikroorganismidele hästi omastatav. Seetõttu nende arvukus ja aktiivsus mullas suureneb, mistõttu kasvab ka O_2 tarbimine, mille tagajärjeks võib olla $\text{NO}_3\text{-N}$ denitrifikatsioon ja N emissioon N_2O -na (Oliveira *et al.* 2013). Vinassi puuduseks on ka selle kõrge polüfenoolsete ühendite (humiinhapped, tanniinhape, süsivesikud) sisaldus, sest need kahjustavad idanevaid seemneid ja pärsvad mikroorganismide aktiivsust mullas (Moran-Salazar *et al.* 2016).

2. UURIMUSTÖÖ METOODIKA

Katse rajati 2019.aastal, 12. juunil EMÜ Rõhu katsejaama Eerikale, kasvunõudesse, milleks kasutati PVC torusid, mille ava pindala oli 0.0095 m^2 ja kõrgus 0,30 m. Alt olid torud suletud styroformist 3 cm paksuse korgiga, mille keskel oli auk, et liigne vesi saaks nõrguda kasvunõust välja.

Katses oli 7 varianti. Neist viies oli väetiseks jäätmeväetis, mille põhikomponendiks oli puutuhk ja selle kõrval veel kas biosüsi või biosüsi koos kanasõnniku, kondijahu või järvesetega (tabel 6). Ühes variandis kasutati väetiseks ka ainult puutuhka. Kõik jäätmeväetised oli granuleeritud. Graanulite saamiseks lisati jäätmete segule vinassi ja segati tiiglis seni, kuni moodustusid graanulid. Graanulid kuivatati toatemperatuuril. Lisaks jäätmeväetistele oli katses veel variant, kus kasutati mineraalväetist ja kontrollvariant, kus väetist ei kasutatud. Kõik variandid olid neljas korduses.

Katse toimus kahkjal (*Dystic Endostagnic Glossic Retisol (Colluvic)* WRB (FAO World Reference Base) ja leostunud mullal (*Mollic Cambisols*) WRB (FAO World Reference Base). Kahkja mulla pH_{KCl} oli 4,26, mulla $\text{C}_{\text{üld}}$ (indeks üld näitab, et tegemist on üldsisaldusega) $\text{N}_{\text{üld}}$, $\text{P}_{\text{üld}}$, $\text{K}_{\text{üld}}$, $\text{Ca}_{\text{üld}}$, $\text{Mg}_{\text{üld}}$ sisaldus vastavalt 0,96, 0,1, 0,03, 0,24, 0,09 ja 0,22% ning liikuva P_{AL} (indeks AL näitab, et elemendi sisaldus on määratud ammooniumlaktaatmeetodil), K_{AL} , Ca_{AL} ja Mg_{AL} sisaldus vastavalt 0,4, 6,6, 36,4 ja 5,9 mg 100 g^{-1} . Leostunud mulla pH_{KCl} oli 6,6, $\text{C}_{\text{üld}}$, $\text{N}_{\text{üld}}$, $\text{P}_{\text{üld}}$, $\text{K}_{\text{üld}}$, $\text{Ca}_{\text{üld}}$, $\text{Mg}_{\text{üld}}$ sisaldus vastavalt 2,95, 0,24, 0,12, 0,42, 0,49, 0,43% ja liikuva P_{AL} , K_{AL} , Ca_{AL} ja Mg_{AL} sisaldus 22,1, 26,6, 307, 4 ja 46,3 mg 100 g^{-1} . Mõlemad katses kasutatud mullad kaevati huumushorisonidist ja sõeluti enne kasvunõusse panemist läbi 10 mm avaga sõela, et eemaldada sealt juured ja kivid. Kahkjat mulda pandi igasse kasvunõusse 3,2 kg ja leostunud mulda 3,0 kg.

Pärast kasvunõude täitmist kasteti mulda, kuni nõu põhjast hakkas vesi välja nõrguma. Pärast seda asetati nõud selleks otstarbeks kaevatud kraavi nii, et mullapind nõus oleks maapinnaga samal tasapinnal. Kasvunõude ümbrus täideti mullaga. 17. juunil segati ülemisse 10 cm mullakihti väetised. Kõiki katses kasutatud jäätmeväetisi (tabel 6) anti normiga $20 \text{ g kasvunõu}^{-1}$, mis vastab normile ca 2830 kg ha^{-1} . Mineraalväetisteks olid katses KCl ja superfosfaat. Neid anti normiga $0,19$ ja $0,29 \text{ g nõu}^{-1}$, mis vastab normile 100 ja 25 kg ha^{-1} .

Tabel 6. Jäätmeväetiste toiteelementide üld- ja liikuvate elementide sisaldus

Väetis	pH	Üldsisaldus, %						Liikuvate elementide sisaldus, mg 100g ⁻¹			
		N	C	P	K	Ca	Mg	P _{AL} ¹	K _{AL}	Ca _{AL}	Mg _{AL}
Puidutuhk 100%	13,1	0,48	6,92	1,56	4,47	5,51	1,66	124	3297	4697	543
Puidutuhk 75% + BC 25%	12,4	0,9	16,9	1,3	4,6	5,3	1,5	141	3720	4408	639
Puidutuhk 50% + BC 25% + kondijahu 25%	11,3	2,60	26,40	1,73	3,53	4,78	1,09	222	3458	4694	762
Puidutuhk 50% + BC 25% + kanasõnnik 25%	10,7	1,37	23,26	1,05	3,64	3,97	1,02	232	3423	3766	677
Puidutuhk 50% + BC 25% + järvesete 25%	11,3	1,14	20,14	0,75	3,45	3,77	1,17	150	3018	3473	617

¹ Indeks AL näitab, et elemendi sisaldus väetises on määratud ammoniumlaktaatmeetodiga

Pärast väetiste mulda segamist külvati igasse kasvunõusse 3 g põldheina seemnesegu (punane ristik 'Jõgeva 433' 20%, Timut 'Tika' harilik aruhein 'Arni' 35% ja karjamaa raihein 'Raite' 20%).

Kasvuperioodil kasteti taimi juunis (1 kord), juulis (2 korda), augustis (3 korda) ja septembris (1 kord). Kastmisnorm oli kõigil kordadel 200 ml nõu⁻¹.

Katse lõpetati 30. septembril. Taimed lõigati kasvunõudelt kääridega 5 cm kõrguselt mullapinnast. Biomass kaaluti ja seejärel kuivatati kapis 105°C õhkuivaks ning kaaluti seejärel uuesti. Kahe kaalutise vahe põhjal arvutati biomassi kuivainesisaldus. Seejärel jahvatati biomass veskiga Retch GM 200 peeneks, pakendati minikripkottidesse ja saadeti laborisse, kust selles määrati N, P, K, Ca ja Mg sisaldus. Selleks esmalt proov tuhastati väävelhappega (Official Methods of Analysis 1990) ja seejärel määrati P, K, Ca ja Mg sisaldus aatomemissioon spektromeetriga (MP-AES 4100, Agilent, Santa Clara, CA, USA) ning N_{üld} ja C_{üld} sisaldus Dumas kuivpõletusmeetodil ja CNS elementanalüsaatoriga (ELEMENTAR, Germany) mikro-plasma aatom adsorptsioon spektromeetriga.

Mullaproov võeti kasvunõust 0 – 10 cm ja 10 – 27cm sügavuselt. Selleks tehti igas kasvunõus 10 mm läbimõõduga mullapuuriga 2 torget. Muld pandi minikripkottidesse ja kuivatati kuivatuskapis. Kuiv muld sõeluti läbi 2 mm avaga sõela ja saadeti laborisse, kus määrati selle pH, EC, N_{üld}, C_{üld}, P_{üld}, K_{üld}, Ca_{üld} ja Mg_{üld}, P_{AL}, K_{AL}, Ca_{AL} ja Mg_{AL} sisaldus.

Mulla pH määrati pH-meetriga KCl lahusest (SevenCompact, Metler Toledo, Mississauga, Canada) (mulla ja KCl vahekord 1:2.5). Taimede omastatav P_{AL}, K_{AL}, Ca_{AL} ja Mg_{AL} määrati ammooniumlaktaatmeetodil (Egner *et al.* 1960). Nii üld- kui ka taimedele omastatavate (liikuvate) elementide analüüsimisel määrati elementide sisaldus mikroplasma aatomemissioon spektromeetriga (MP-AES 4100, Agilent, Santa Clara, CA, USA). N_{üld} ja C_{üld} sisaldus määrati Dumas kuivpõletusmeetodil CNS elementanalüsaatoriga (ELEMENTAR, Germany).

Taimejuured koos tüüga sorteeriti mullast välja käsitsi. Need kuivatati, jahvatati veskiga Retch GM 200 peeneks ja saadeti minikripkottidesse pakendatuna laborisse, kus määrati N, P, K, Ca ja Mg sisaldus. Sisalduste määramisel kasutati samu meetodeid, mis maapealse biomassi puhul.

N_{üld} ja C_{üld} sisaldus väetistes määrati Dumas kuivpõletusmeetodil CNS element analüsaatoril (ELEMENTAR, Hanau, Germany). P_{üld}, K_{üld}, Ca_{üld}, Mg_{üld} sisalduse selgitamiseks proovid esmalt jahvatati kuulveskis ja mineraliseeriti lämmastikhappega K, Ca ja Mg ning väävelhappega P sisalduse määramiseks. Elementide sisaldus määrati aatomemissioon spektromeetriga. Taimele omastatav toiteelementide sisaldus määrati ammooniumlaktaatmeetodil (Egner *et al.* 1960). Väetiste pH määramine toimus KCl lahuses (1:1) elektroonilise pH/EC meetriga (SevenCompact, Metler Toledo).

Andmed katseperioodi ilma kohta on esitatud tabelis 7.

Tabel 7. Katseperioodil langenud sademete hulk (mm) ja kuu keskmine õhutemperatuur (°C)

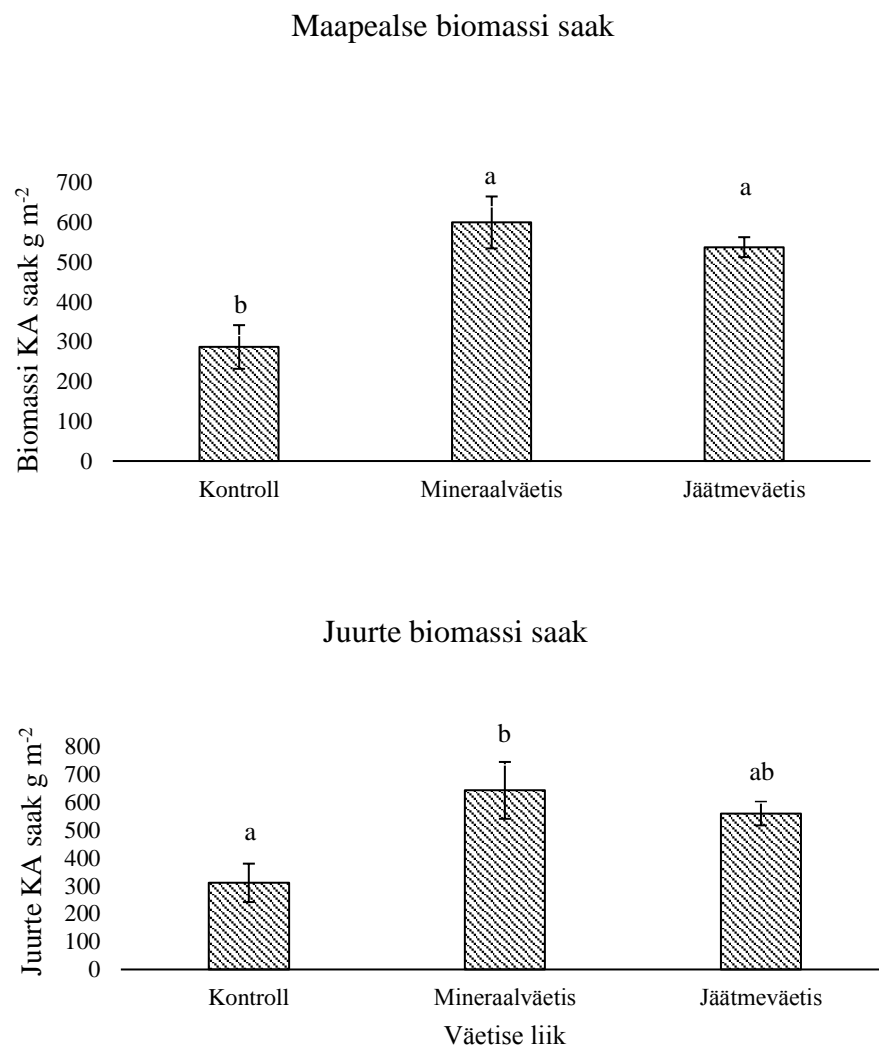
Näitaja	Kuu			
	Juuni	Juuli	Augus	September
Sademed, mm	50,8	40,8	58,0	75,2
Õhutemperatuur, °C	18	16,3	16,6	11,7

Katseandmete statistiline analüüs tehti programmiga STATISTICA ver. 13 (Dell Inc. 2015). Andmeanalüüsi käigus hinnati väetamise ja väetise (jäätmeväetis ((kõik jäätmeväetised koos)) , mineraalväetis ja kontroll), jäätmeväetise puhul lisandi olemasolu (ainult puutuhk *versus* puutuhk lisandiga) ja eraldi ka puutuha lisandi (biosüsi, kanasõnnik, järvesete ja kondijahu) mõju mulla agrookeemilistele näitajatele, põldheina saagile ja taimede poolt omastatud toitelementide kogusele. Andmete analüüsiks kasutati ühefaktorilist dispersioonanalüüsi meetodit. Tulemuste erinevuse usutavust hinnati Post Hoc Tukey testiga.

3. UURIMISTÖÖ TULEMUSED

3.1 Maapealse biomassi ja juurte saak

Väetiste mõju oli kahkjal ja leostunud mullal põldheina maapealse biomassi ja juurte saagile erinev. Kahkjal mullal oli maapealse biomassi saak ($p < 0,05$) jäätmeväetise variantides kontrollvariandiga võrreldes suurem, kuid juurte saak ei erinenud ($p < 0,05$) (joonis 1). Jäätmeväetise ja mineraalväetise mõju maapealse ja juurte biomassi saagile oli sarnane. Jäätmeväetise mõju saagile ei sõltunud sellest, kas väetiseks oli ainult puutuhk või puutuhk koos mõne lisandiga (biosüsi, kanasõnnik, kondijahu).



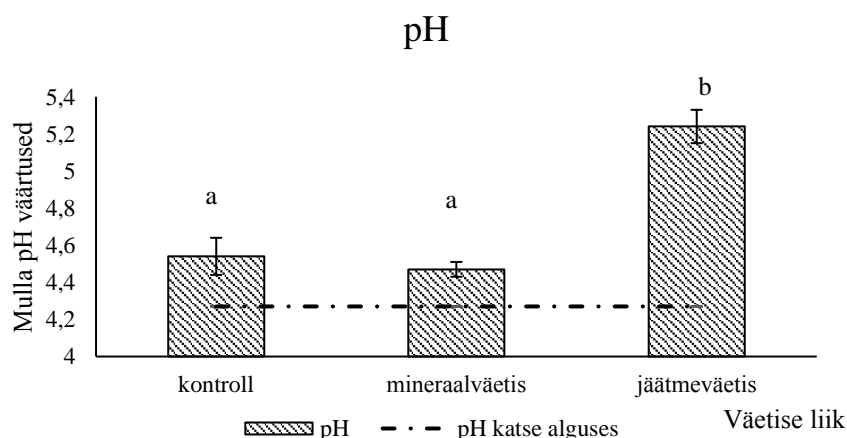
Joonis 1. Põldheina maapealse biomassi ja juurte saak kontroll, mineraalväetise ja jäätmeväetiste variandis kahkjal mullal (keskmine \pm standardviga). Jäätmeväetise puhul on joonisel esitatud 5 katses võrreldud väetise variandi keskmine saak. Erinevad tähed tulpadel väljendavad variantide vahelist usutavat erinevust ($p \leq 0,05$)

Maapealse biomassi ($513,2 - 568,4 \text{ g KA m}^{-2}$) ja juurte saak ($518,4 - 605,3 \text{ g KA m}^{-2}$) oli sarnane (Lisa 1).

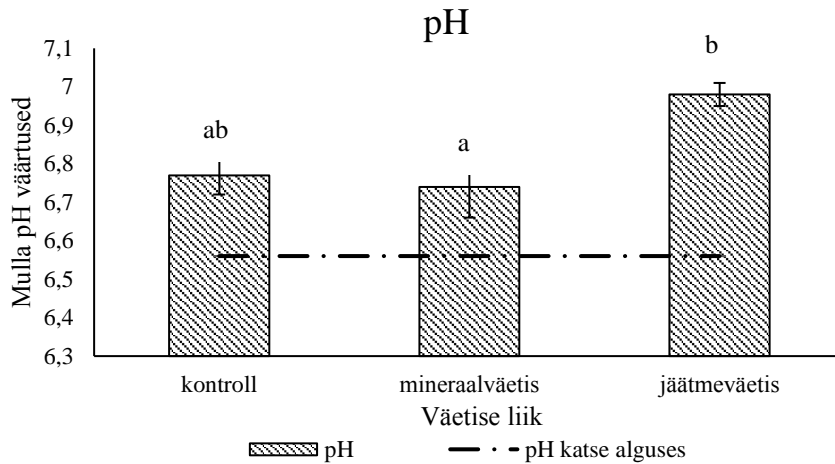
Leostunud mullal oli jäätmeväetise variandis nii maapealse biomassi ($1370,5 \text{ g KA m}^{-2}$) kui ka juurte saak ($1261,0 \text{ g KA m}^{-2}$) veidi suurem kui kontrollvariandis (maapealse biomassi saak $1294,7 \text{ g KA m}^{-2}$ ja juurte KA saak $1194,7 \text{ g KA m}^{-2}$) ja mineraalväetise variandis (maapealse biomassi saak $1192,1 \text{ g KA m}^{-2}$ ja juurte saak $1084,2 \text{ g KA m}^{-2}$), kuid see erinevus ei ole statistiliselt oluline ($p > 0,05$). Sarnaselt kahkja mullaga ei sõltunud ka leostunud mullal jäätmeväetise mõju saagile selle koostisest ($p > 0,05$). Maapealse biomassi saak oli jäätmeväetise variantides vahemikus $1289,5 - 1418,4 \text{ g m}^{-2}$ ja juurte saak $1200 - 1323,7 \text{ g m}^{-2}$ (Lisa 2).

3.2 Mulla agrokeemilised näitajad katse lõpus

pH. Väetamine mõjutas mulla pH-d nii kahkjal kui leostunud mullal ainult pindmises, 0-10 cm sügavuses kihis. Jäätmeväetise mõju mulla pH-le oli suurem kahkjal mullal, kus see oli katse lõpus jäätmeväetise variandis usutavalt kõrgem kui kontroll ja mineraalväetise variandis ($p < 0,001$) (joonis 2). Jäätmeväetiste mõju mulla pH-le ei sõltunud selle koostisest ($p = 0,09$).



Joonis 2. Kahkja mulla pH katse lõpus 0-10cm sügavuses kihis kontroll, mineraalväetise ja jäätmeväetise variandis (keskmine väärtus ± standardviga). Jäätmeväetise puhul on joonisel esitatud 5 katses võrreldud väetise variandi keskmine mulla pH. Erinevad tähed tulpadel väljendavad variantide vahelist usutavat erinevust ($p \leq 0,05$)



Joonis 3. Leostunud mulla pH katse lõpus 0-10 cm sügavuses kihis kontroll, mineraalväetise ja jäätmeväetise variandis (keskmine väärtus ± standardviga). Jäätmeväetise puhul on joonisel esitatud 5 katses võrreldud väetise variandi keskmine mulla pH. Erinevad tähed tulpadel väljendavad variantide vahelist usutavat erinevust ($p \leq 0,05$)

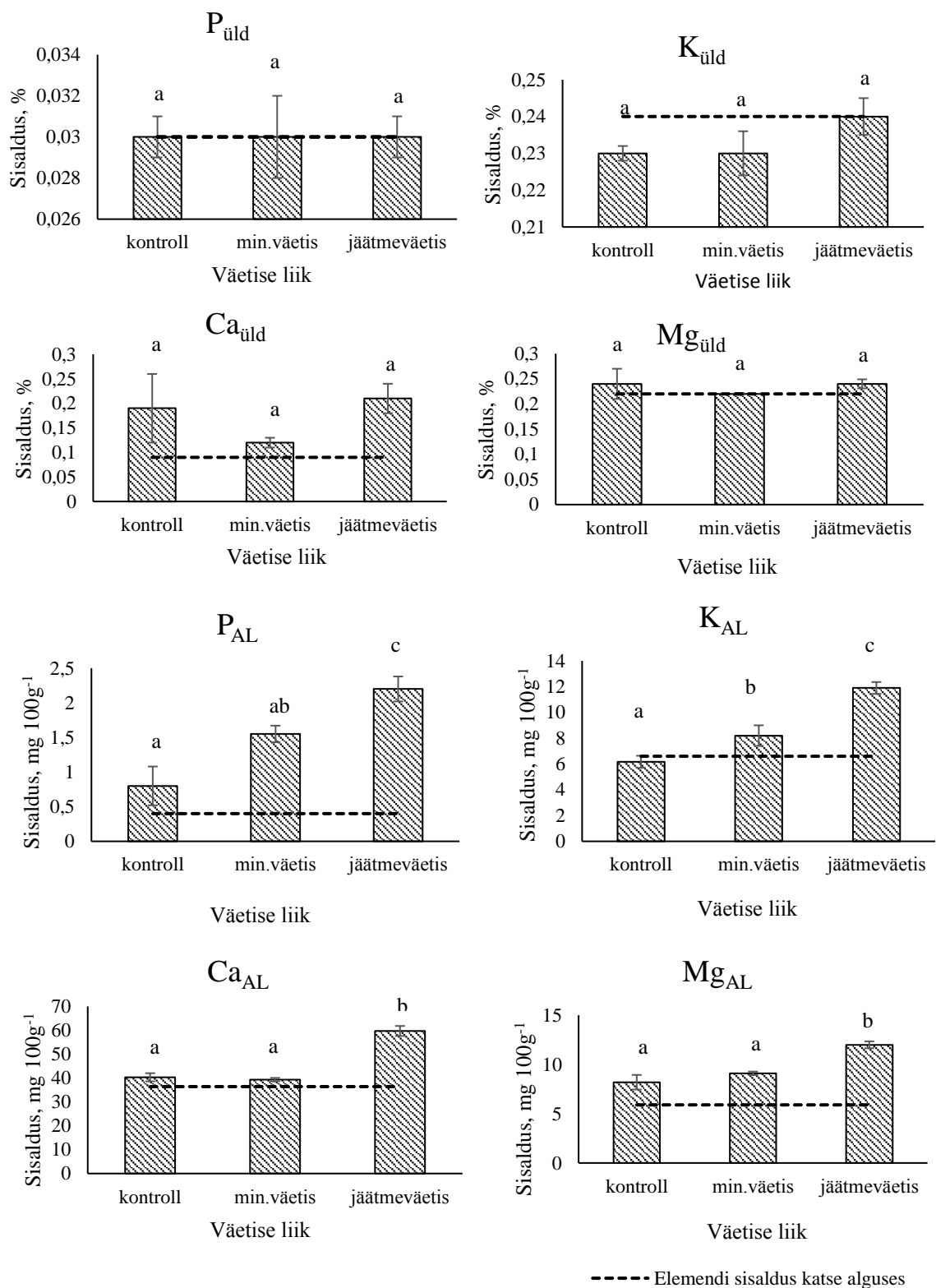
Leostunud mulla pH erines väetise variantides vähem kui kahkjal mullal. Jäätmeväetise mõju mulla pH-le oli usutavalt suurem võrreldes mineraalväetisega (joonis 3) ning see mõjutas pH-d rohkem siis, kui väetises oli puutuha kõrval veel mõni teine komponent ($p = 0,04$). Samas komponentide mõju oli sarnane ($p = 0,36$) (Lisa 4).

Elektrijuhtivus nii kahkjal kui leostunud mullal nii kontrollvariandi, mineraalväetise kui ka jäätmeväetise variandis ei erinenud.

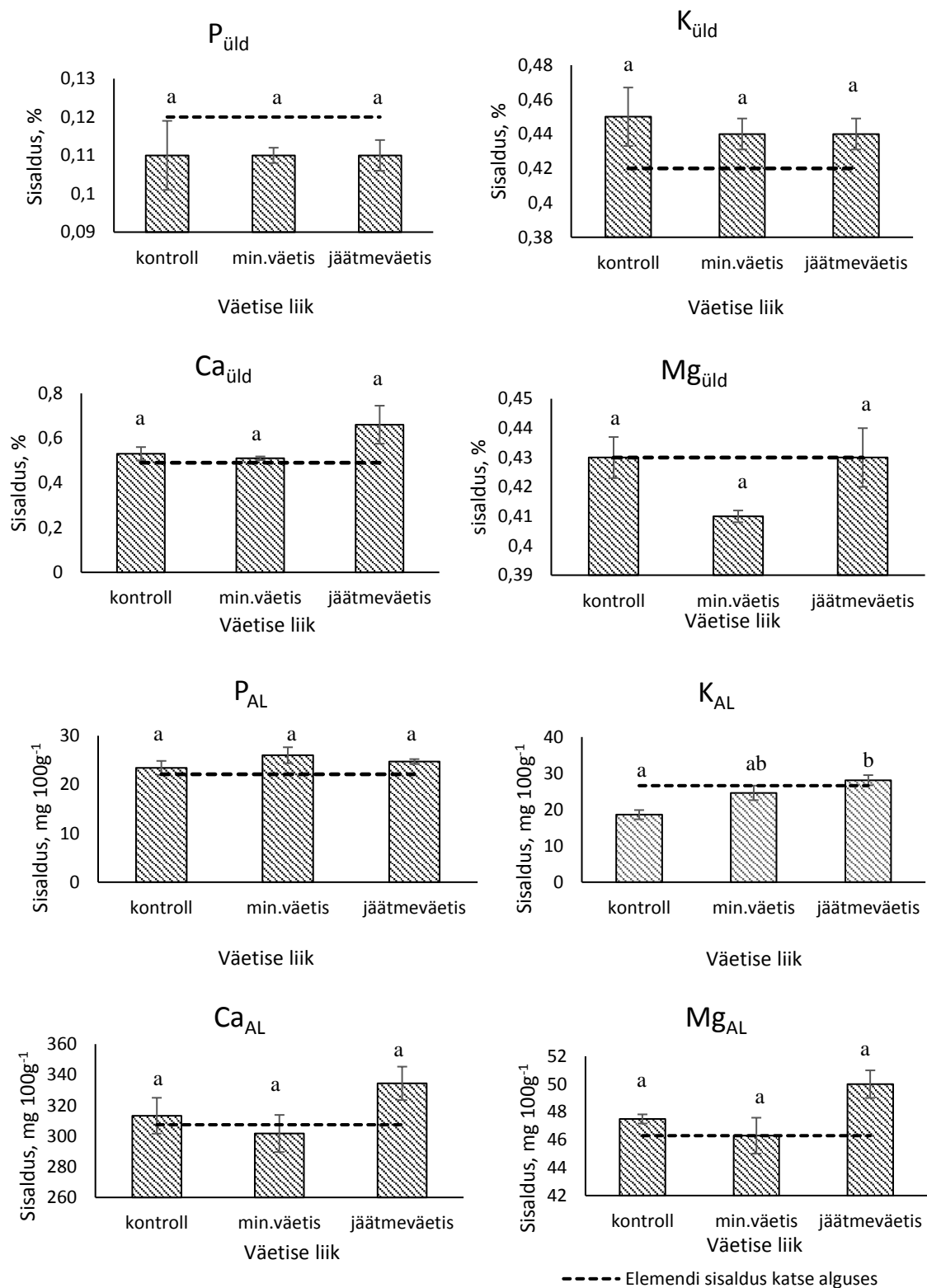
Elementide üld- ja taimedele omastatav sisaldus mullas. Nii kahkjal kui leostunud mullal mõjutas väetamine toiteelementide sisaldust ainult 0-10cm sügavuses kihis. Kahkja mulla $P_{\text{üld}}$, $K_{\text{üld}}$, $Ca_{\text{üld}}$ ning $Mg_{\text{üld}}$ sisaldus katse lõpus katse variantides ei erinenud, kuid taimedele omastatava P_{AL} , K_{AL} , Ca_{AL} ning Mg_{AL} sisaldus oli jäätmeväetise variandis usutavalt suurem nii kontrollvariandi kui ka mineraalväetise variandiga võrreldes (joonis 4).

Leostunud mulla toitainete üld- ja taimedele omastatav sisaldus katse lõpus kontroll-, mineraal- ja jäätmeväetise variandis ei erinenud. Erandiks oli taimedele omastatav K_{AL} , mille sisaldus oli teistest usutavalt suurem jäätmeväetise variandis ($28,1 \text{ mg } 100\text{g}^{-1} \pm 1,4$) (joonis 5).

Kõigi katses võrreldud jäätmeväetiste mõju oli leostunud ja kahkjal mullal mulla $P_{\text{üld}}$, $K_{\text{üld}}$, $Ca_{\text{üld}}$, $Mg_{\text{üld}}$, P_{AL} , K_{AL} , Ca_{AL} ning Mg_{AL} sisaldusele sarnane (Lisa 3 ja 4).



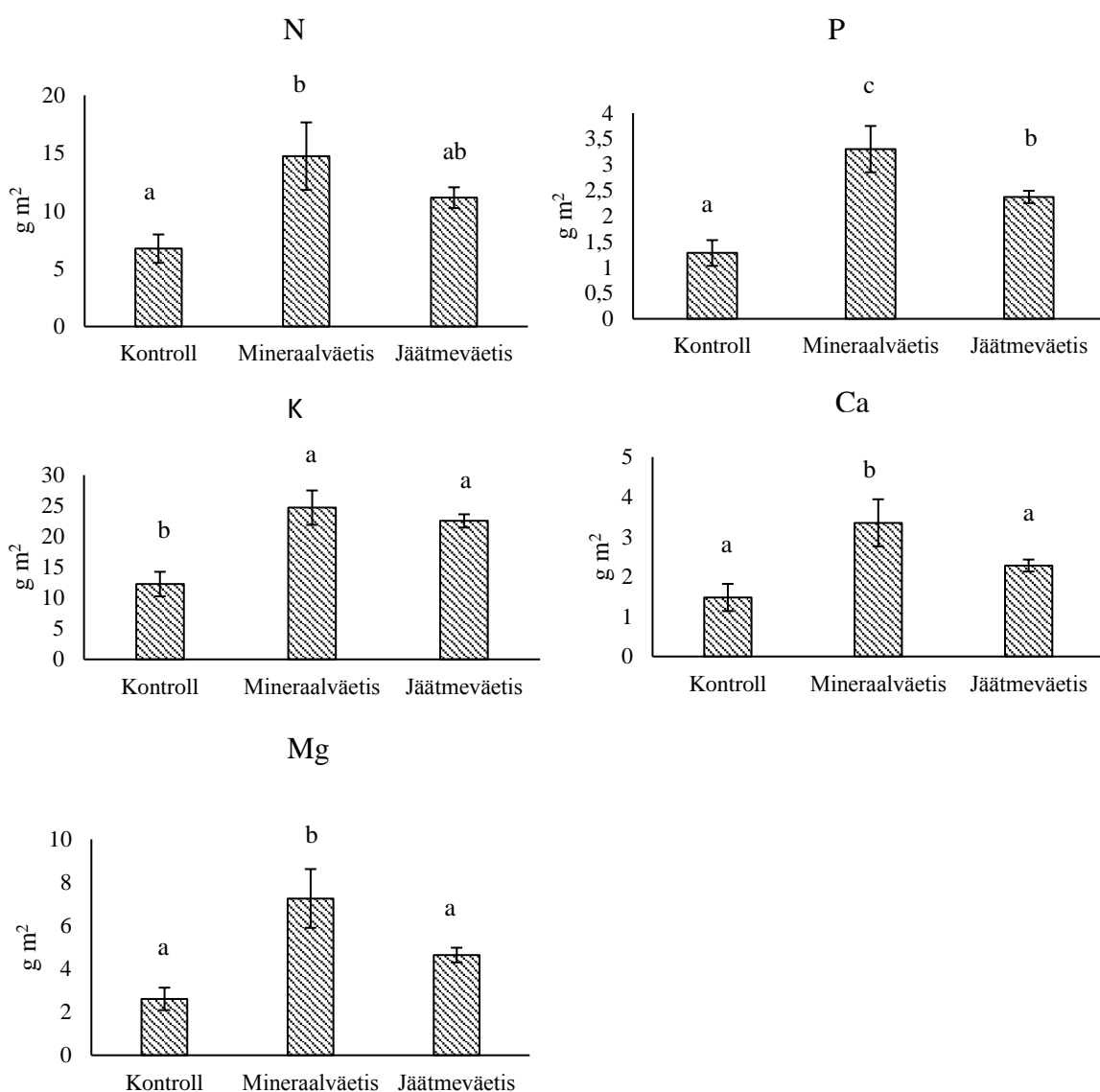
Joonis 4. Kahkja mulla toiteelementide üld- (elemendi järel indeks üld) ja taimedele omastatav sisaldus (elemendi järel indeks AL) katse lõpus 0-10 cm kihis (keskmine väärtus ± standardviga). Jäätmeväetise puhul on joonisel esitatud 5 katses võrreldud väetise variandi keskmine üld- ja taimedele omastatav sisaldus. Erinevad tähed tulpadel väljendavad variantide vahelist usutavat erinevust ($p \leq 0,05$)



Joonis 5. Leostunud mulla toiteelementide üld- (elemendi järel indeks üld) ja taimedele omastatav sisaldus (elemendi järel indeks AL) katse lõpus 0-10 cm kihis (keskmine ± standardviga). Jäätmeväetise puhul on joonisel esitatud 5 katses võrreldud väetise variandi keskmine üld- ja taimedele omastatav sisaldus. Erinevad tähed tulpadel väljendavad variantide vahelist usutavat erinevust ($p \leq 0,05$)

3.4 Maapealses biomassis ja juurtes seotud toiteelementide kogus

Kahkjäl mullal omastasid taimed kontroll-, mineraalväetise ja jäätmeväetise variandis toiteelemente erinevas koguses (joonis 6). Kontrollvariandiga võrreldes omastati jäätmeväetise variandis rohkem P ja K ning mineraalväetise variandis N, P, K, Ca, ja Mg. Mineraalväetise variandis oli võrreldes jäätmeväetise variandiga suurem omastatud P, Ca ja Mg kogus ($p < 0,05$). Toiteelementide omastamine oli kõigi võrreldud jäätmeväetiste puhul sarnane (Lisa 1).



Joonis 6. Taimede poolt omastatud toiteelementide kogus kahkjäl mullal (keskmine väärtus ± standardviga). Jäätmeväetise puhul on joonisel esitatud 5 katses võrreldud väetise variandi keskmine väärtus. Erinevad tähed tulpadel väljendavad variantide vahelist usutavat erinevust ($p \leq 0,05$)

Leostunud mullal oli kontroll-, mineraalväetise ja jäätmeväetise variandis taimede biomassis seotud P, K, Ca, Mg ja N kogus sarnane ($p > 0,05$). Kontrollvariandis omastati taimede poolt P, K, Ca Mg ja N vastavalt 6,4, 48,8, 6,4, 14,3 ja 27,8 g m⁻². Mineraalväetise variandis oli see 5,7, 44,5, 6,0, 12,6 ja 27,3 g m⁻² ning jäätmeväetise variandis (väetiste keskmine) 6,3, 50,0, 6,0, 15,3 ja 31,7 g m⁻². Sarnaselt kahkja mullaga ei sõltunud ka leostunud mullal jäätmeväetise mõju jäätmeväetise koostisest (Lisa 2).

4. ARUTELU

4.1 Jäätmeväetise mõju mulla reaktsioonile

Erinevad katsed on näidanud, et puutuhhal on mulla happesust neutraliseeriv toime, mis sõltub nii kasutatud tuha kui ka mulla omadustest (Pärn *et al.* 2010). Ohno, Erich (1990) järgi on puutuha mõju mulla pH-le suurem happelistel ning toitainete vaestel muldadel. Saarsalmi *et al.* (2001) Soomes tehtud katsetes kuuse ja männi kasvutüüpidel, tolmla puutuhaga väetades (normiga 3 t ha⁻¹) suurenes 7-aastaselt katseperioodil huumushorisondis mulla pH 1,1-1,5 ühikut ning 16-aastaselt katseperioodil 0,6-1,0 ühikut. Muutused olid suuremad neil kasvutüüpidel, kus esialgne pH oli madalam. Samuti näitas Pitk *et al.* (2016) uurimistöös, et happelistel muldadel mõjutab tuhka mulla reaktsiooni rohkem kui neutraalsel muldal. Füzesi *et al.* (2015) katses valge sinepi ning raiheinaga nõrgalt happelistel muldadel (pH 5,6) tõusis tolmla puutuhaga väetades väetusnormiga 10 t ha⁻¹ mulla pH 1 ühiku võrra.

Meie väetuskatses selgus, et puutuhhal baseeruvate granuleeritud jäätmeväetiste mõju oli kahkjalt ja leostunud muldadel erinev. Suurem pH muutus toimus happelistel ning toitainete vaeselt kahkjalt muldadel, mis on kooskõlas Ohno, Erich (1990), Saarsalmi *et al.* (2001) ja Pitk, *et al.* (2016) poolt saadud tulemustega.

On täheldatud, et puutuha mõju on mineraalmuldadel suurem huumushorisondis, kus pH tõus võib olla 1-1,5 ühikut (Pärn *et al.* 2010). Meie katses muutus mõlema mulla pH samuti ainult pindmises, 0-10cm kihis, kuhu katse alguses segati väetis. Kahkjalt muldadel tõusis pH 1 ühiku ning leostunud muldadel 0,4 ühiku võrra. See tulemus näitab, et granuleeritud jäätmeväetise mõju mulla pH-le on esimesel aastal lokaalne ja see avaldub peamiselt graanulite vahetus ümbruses.

4.2 Jäätmeväetise mõju taimede toitumisele ja liikuvate toiteelementide sisaldusele muldas

Puutuhk on taimedele heaks makroelementide (P, K, Ca, Mg) allikaks, seda eriti K osas, mida on puutuhast kergesti vabanev ja taimedele seetõttu hästi omastatav toiteelement (Demeyer *et al.* 2001). Seda näitas ka Eerikal nõrgalt happelistel kahkjalt muldadel tehtud katse, kus tolmla puutuhaga väetamine suurendas kõige rohkem just taimedele omastatava K sisaldust muldas (Raave *et al.* 2015) ja Park *et*

al. (2012) katse kaera ja raiheinaga, kus lendtuha ja koldetuhaga väetamine suurendas toiteelementidest kõige rohkem K omastamist. Samas on katsed näidanud, et tuha granuleerimine võib vähendada K omastatavust tuhast. Pitk *et al.* (2006) katses varajase odraga neutraalsel kahkjäl mullal omastasid taimed granuleeritud tuha variandis vähem K-d kui kontroll- ja mineraalväetise variandis, samas kui tolmla tuhaga väetades omastasid taimed K-d sama palju mineraalväetise variandis. Meie katses kasutatud granuleeritud jäätmeväetised oli kõik hästi kaaliumirikkad. Koguseliselt viidi seda elementi Ca järel väetistega mulda kõige rohkem. See kajastus katse lõpus mullanäitajates, kus taimedele omastatava K_{AL} sisaldus jäätmeväetise variandis oli nii kahkjäl kui leostunud mullal usutavalt suurem võrreldes nii kontroll- kui ka mineraalväetise variandiga. Samas oli jäätmeväetise mõju taimede K-toitumisele kahel mullal erinev. Jäätmeväetisega väetamine suurendas taimedel K omastamist ainult kahkjäl mullal, kus taimed omastasid jäätmeväetise variantides K sama palju kui mineraalväetise variandis. Leostunud mullal väetamine nii jäätme- kui ka mineraalväetisega K omastamist ei suurendanud, mille põhjuseks võib olla, et leostunud muld oli toitainete poolest rikas ja taimed said oma K tarbe rahuldatud mullas sisalduvat K baasil. Puutuha mõju puudumist taimede K toitumisele on leitud ka teistes katsetes. Füzesi *et al.* (2015) katsest valge sinepiga ning raiheinaga nõrgal happelisel mullal selgus samuti, et puutuhaga juurde antud K taimedel K omastamist ei suurendanud. Neist tulemustest võib järeldada, et K rikast puutuhale baseeruvat jäätmeväetist võib olla otstarbekas kasutada ainult suure K tarbega muldadel, samas kui toitainete rikkal mullal on selle efektiivsus K-väetisena väike.

P vabaneb puutuhast aeglaselt, sest see lahustub vees halvasti (alla 1%), kuna on seotud alumiinium-silikaatidega või alumiiniumsulfaadiga (Demeyer *et al.* 2001). P liikuvus mullas on kõige suurem pH vahemikus 6,0-7,0 (Pitman 2006). Senised katsed puutuhaga on enamasti näidanud, et selle mõju mulla ja taimse biomassi P sisaldusele on väike. Park *et al.* (2012) katse kaera ja raiheinaga näitas, et puutuhaga väetamine P sisaldust taimede biomassis ei suurenda, kuigi väetisena kasutatud puutuha $P_{\text{üld}}$ sisaldus oli 10 korda suurem kontrollmulla omast. Raave *et al.* (2015) katses leetjal mullal (pH 6,5) oli mulla P_{Meclich3} sisaldus katse lõpus kõige suurem mineraalväetisega väetades. Puutuha variandis oli P_{Meclich3} sisaldus sarnane kontrollvariandiga. Puutuha norm ning puutuhale juurde antud P-väetis P_{Meclich3} sisaldust mullas ei mõjutanud. Vastupidise tulemuse andis Pitk *et al.* (2016) katse kahkjäl mullal (pH 7,4) varajase odraga, kus tolmla puutuhaga väetades (4300 kg ha^{-1}) oli mulla P_{AL} sisaldus 4 kuulise katseperioodi lõpus suurem kui mineraalväetisega väetades

(norm 25 kg ha⁻¹), kuid maapealses biomassis seotud P kogused neis variantides ei erinenud. Granuleeritud tuha variandis oli mulla P_{AL} sisaldus ja maapealses biomassis seotud P kogus sarnane mineraalväetise variandi omaga.

Meie katses viidi jäätmeväetistega mulda P-d kokku 21- 49 kg ha⁻¹, millest taimedele omastatav oli 3,1- 6,5 kg. Jäätmeväetise mõju mulla P_{AL} sisaldusele oli usutav ainult kahkjäl mullal, kus see oli katse lõpus suurem võrreldes nii kontroll- kui ka mineraalväetise variandiga. Lisaks väetisega mulda viidud P-le võis taimedele omastatava P sisaldust suurendada mulla happesuse vähenemine, mis muutis mullas seotud P liikuvaks. Vaatamata sellele, et katse lõpus oli jäätmeväetise variandis taimede omastatava P sisaldus kõige suurem, omastasid taimed seda sealt vähem kui mineraalväetise variandis. Selle põhjus ei ole selge. Võimalik, et P vabanemine toimus jäätmeväetistest ja mullavarudest väga aeglaselt ja ei olnud sünkroniseeritud taime vajadusega. Kui see hüpotees peab paika, tuleks jäätmeväetis viia mulda oluliselt varem kui toimub seemnete külv, et P jõuaks sealt taimede kasvuperioodi alguseks vabaneda. Kui pikk periood tuleks jätta väetamise ja külvi vahele vajab edaspidi eraldi uurimist.

Leostunud mullal jäätmeväetisega väetamine mulla P_{AL} sisaldust ja taimses biomassis seotud P kogust oluliselt ei suurendanud, mille põhjuseks võib olla, et selle mulla P sisaldus oli juba algselt kõrge ning mulla pH seal P liikuvust ei limiteerinud.

Jäätmeväetisega väetamine suurendas meie katses taimedele omastatava Ca_{AL} ja Mg_{AL} sisaldust ainult happelisel kahkjäl mullal. Leostunud mullal sellel usutavat mõju ei olnud. See on kooskõlas Füzesi *et al.* (2015) tulemusega, kes samuti märkis, et puutuhk suurendab happelisel mullal taimedele omastatava Mg ja Ca sisaldust. Varasemad katsed on näidanud veel, et tolmla ja granuleeritud puutuha mõju taimedele omastatava Mg sisaldusele mullas on erinev ja see võib sõltuda mulla pH-st. Pitk *et al.* (2016) katses neutraalsel mullal oli tolmla ja granuleeritud tuha mõju mulla Mg_{AL} sisaldusele sarnane, kuid happelisel mullal oli tolmla puutuha mõju suurem.

Meie tulemused näitasid samuti, et vaatamata sellele, et katse lõpus oli kahkjäl mullal jäätmeväetise variantides taimedele omastatava Mg ja Ca sisaldus suurem, omastasid taimed neid elemente sealt vähem kui mineraalväetise variandis, kus neid väetisega mulda juurde ei viidud. Selle põhjus ei ole selge. Sarnaselt P-ga võib ka Ca ja Mg puhul arvata, et need elemendid vabanesid väetistest aeglaselt ja taimed ei jõudnud neid seetõttu omastada. Samas

on Raave *et al.* (2018b) samalt põllult toodud mullal, biosöega läbi viidud uuringu tulemusena leidnud, et biosöe lisamine mulda kas ei mõjutanud või isegi pigem vähendas taimedel Ca ja Mg omastamist. Selle põhjuseks arvas ta olevat biosöest vabanenud suurt kogust K-d, mis võis vähendada Ca ja Mg omastatavust. K, Ca ning Mg on omavahel antagonistid ehk ühe toiteelemendi liig pärsib teise toiteelemendi omastamist mullas (Loide 1999a). Optimaalseks K ja Mg suhteks liivmuldadel on 1,2:1 (Loide 1999b). Meie katses oli katse alguses kahkjäl mullal 0,5:1, mis osutab K defitsiidile. Jäätmeväetisega viidi mulda K märgatavalt rohkem kui Mg, mille tulemusena muutus see suhe katse lõpuks optimaalsele väga lähedaseks (1:1), mis näitab, et selles katses jäätmeväetisest vabanenud K ilmelt Mg omastavust ei vähendanud. Seevastu Ca : Mg suhe oli kogu katse kestel optimaalsest (>10 :1) oluliselt kitsam. Katse alguses oli see 6,1:1 ja katse lõpuks 5:1. Kas see võis mõjutada taimedel Ca ja Mg omastamist ei ole selge, kuid see osutab vajadusele edasistes jäätmeväetisega tehtavates uuringutes pöörata tähelepanu ka antagonistlike elementide suhetele mullas. Seda eriti just madala toitainesisaldusega muldadel, kus on oht, et jäätmeväetis, milles toiteelementide vahekord ei ole balansseeritud, võib neid suhteid muuta.

Selle uurimistöö üheks eesmärgiks oli võrrelda omavahel ka erinevaid puutuha lisandeid, et selgitada nende seast välja kõige sobivam. Lisandite kasutamise eesmärgiks oli suurendada jäätmeväetises eelkõige taimede omastatava P sisaldust, mille poolest puutuhk on vaene. Erandiks oli biosüsi, mille lisamise eesmärk oli mulda stabiilse C juurde viimine. Nii kanasõnnik kui ka kondijahu on kõik P-rikkad jäätmed (Raudväli 1996b; Dikinya, Mufwanzala 2010; Möller 2015). Ka järvemuda puhul märgitakse, et selle P sisaldus on suur (Raudväli 1996b). Jäätmeväetiste analüüs näitas, et nii kanasõnniku kui ka kondijahu lisamisel oli jäätmeväetises taimede omastatava P_{AL} sisaldus suurem kui väetises, mis koosnes ainult puutuhast. Seevastu järvemuda lisamine hoopis vähendas väetise P_{AL} sisaldust. Vaatamata koostise erinevustele, me ei leidnud, et jäätmeväetise mõju mulla P_{AL} sisaldusele ja taimede poolt omastatud P kogusele oleks sellest sõltunud. Põhjus on ilmselt selles, et jäätmeväetisega mulda viidud P_{AL} kogus oli kõigi väetiste puhul väike (maksimaalselt 6 kg ha⁻¹) ja see erines väetistel kuni 3 kg, mida on liiga vähe, et see avaldaks olulist mõju mulla liikuva P sisaldusele ja mõjutaks taimedel P omastamist. Samas me ei leidnud ka, et jäätmeväetise lisandil oleks olnud usutavat mõju mulla K, Ca ja Mg sisaldusele ja biomassis seotud kogusele, kuigi mulda viidud kogus kui ka erinevus väetiste vahel oli nende elementide puhul P-ga võrreldes märgatavalt suurem. Näiteks K ja Ca puhul erines

jäätmeväetisega mulda viidud kogus vastavalt kuni 20 ja 37 kg ha⁻¹. Miks see ei kajastunud nende elementide sisalduses mullas, vajab veel uurimist.

4.3 Jäätmeväetise mõju saagile

Uuringud on näidanud, et puutuha kasutamine parandab taimede kasvu ning suurendab saaki (Vance 1996). Raave *et al.* (2015) katses suurendas puutuhaga väetamine teravilja saaki, kui tuhaga anti K kogus, mis on võrdne mineraalväetisega antud kahekordsele K kogusele. Füzesi *et al.* (2015) tehtud katses valge sinepi ning raiheinaga suurenes taimede maapealne biomass 3-8% erinevate puutuha väetusunormide juures, kuigi see kasv ei olnud statistiliselt oluline. Park *et al.* (2012) katses kaera ja raiheinaga oli lendtuhaga väetades kaera maapeale biomass suurem võrreldes kontrollvariandiga. Raiheina puhul erinevusi erinevate katsevariantide vahel ei olnud. Meie katse lõpuks oli kahkjäl mullal jäätmeväetise variandis taimede maapealse biomassi saak usutavalt suurem kui kontrollvariandis, kuid juurte saak ei erinenud. Leostunud mullal oli küll jäätmeväetise variandis nii maapealse biomassi saak kui ka juurte saak veidi suurem kui kontroll- ja mineraalväetise variandis, kuid statistiliselt ei olnud see erinevus oluline. Neist tulemustest lähtudes sobib jäätmeväetis kasutamiseks eelkõige happelistel toitainete vaestel muldadel.

KOKKUVÕTE

Uurimustöö eesmärgiks oli selgitada puutuha, biosöe, kanasõnniku, vinassi, kondijahu ja järvemuda baasil toodetud granuleeritud väetiste mõju mullale ja taimede kasvule ning võrrelda nende toimet mineraalse P ja K väetisega.

Käesoleva uurimustöö hüpoteesiks on: Biojäätmetest toodetud väetised sobivad asendama mineraalset P ja K väetist.

Tulemustest selgus, et jäätmeväetise mõju oli nii kahkjal kui leostunud mullal erinev. Toitainete vaesel ja madala pH-ga kahkjal mullal saadi jäätmeväetisega väetades suurem maapealse biomassi saak kui kontrollvariandis, kuid juurte saak ei erinenud. Jäätmeväetise ja mineraalväetise mõju maapealse biomassi ja juurte saagile oli kahkjal mullal sarnane.

Leostunud mullal jäätmeväetisega ja mineraalväetisega väetamine maapealse biomassi ja juurte saaki statistiliselt olulisel määral ei suurendanud.

Kahkja ja leostunud mulla toiteelementide üldsisaldus katse lõpus väetusvariantides ei erinenud, kuid taimele omastatavate elementide sisaldus oli teistest suurem jäätmeväetise variandis. Eriti oli seda näha kahkjal mullal, kus jäätmeväetise variandi muld sisaldas teistest rohkem taimele omastatavat P_{AL} , K_{AL} , Ca_{AL} ja Mg_{AL} . Leostunud mullal oli jäätmeväetise variandis teistest usutavalt suurem ainult K_{AL} sisaldus. Teiste elementide sisaldust jäätmeväetise ka mineraalväetisega väetamine ei mõjutanud.

Väetamine mõjutas mulla toiteelementide sisaldust ja mulla reaktsiooni ainult 0-10 cm sügavuses kihis. Jäätmeväetise mõju mulla reaktsioonile oli suurem kahkjal mullal, kus jäätmeväetise variandis oli mulla pH katse lõpus kõrgem võrreldes nii kontroll- kui ka mineraalväetise variandiga. Leostunud mullal oli mulla pH jäätmeväetise variandis kõrgem ainult võrreldes mineraalväetise variandiga.

Kahkjal mullal suurendas jäätmeväetisega väetamine võrreldes kontrollvariandiga taimedel P ja K ning mineraalväetisega väetamine N, P, K, Ca ja Mg omastamist. P, Ca ja Mg omastamine oli taimedel jäätmeväetisega väetamisel väiksem kui see oli mineraalväetise puhul. Leostunud mullal omastasid taimed kõigis katses olnud variantides (kontroll, mineraalväetis, jäätmeväetis) N, P, K, Ca ja Mg sarnases koguses.

Viie katses võrreldud jäätmeväetise mõju mulla reaktsioonile, toiteelementide sisaldusele, taimede N, P, K, Ca ja Mg toitumisele ja biomassi saagile oli sarnane.

Järeldused:

Jäätmeväetis sobib kasutamiseks eelkõige happelistel ning toitainetevaestel muldadel, kus see neutraliseerib mulla happesust, tõstab taimedele omastatavate toiteelementide sisaldust mullas ja suurendab saaki. Neutraalsel toitaineterikkal mullal on jäätmeväetise mõju väike.

Jäätmeväetise ja mineraalväetise mõju mulla toiteelementide sisaldusele ja taimede toitumisele on valdavalt sarnane, mistõttu sobib jäätmeväetis asendada mineraalset P ja K väetist, mis on kooskõlas uurimistöö hüpoteesiga.

Erinevate jäätmete segude toime väetisena ei olnud parem kui puhtal puutuhhal, mistõttu tuleks jäätmeväetise retseptide osas uurimistööd jätkata. Selle käigus tuleks jätkuvalt pöörata tähelepanu just taimedele omastatava P sisalduse suurendamisele väetises.

KASUTATUD KIRJANDUS

1. **Amanullah, M. M., Sekar, S., Muthukrishnan, P.** (2010). Prospects and Potential of Poultry Manure. - Asian Journal of Plant Sciences. 11 pp.
2. **Armengol, J. E., Lorenzo, R., Fernandez, N.** (2003). Use of vinasse dilutions in water as an alternative for improving chemical properties of sugar-planted vertisols. – *Cultivoc Tropicales*. Vol. 24. pp. 73-76.
3. **Atkinson, C. J.** (2010). Potential Mechanisms for Achieving Agricultural Benefits from Biochar Application to Temperate Soils: A Review. *J Plant and Soil*. Vol. 337. pp. 1-18.
4. **Bang-Andreasen, T., Nielsen, J. T., Voriskova, J., Heise, J., Rønn, R., Kjøller, R., Hansen, H. C. B., Jacobsen, C. S.** (2017). Wood Ash Induced pH Changes Strongly Affect Soil Bacterial Numbers and Community Composition. - *Frontiers in Microbiology*. Vol. 8. pp. 1-14.
5. **Basso, A. S., Miguez, F. E., Laird, D. A., Horton, R., Westgate, M.** (2013). Assessing potential of biochar for increasing water-holding capacity of sandy soils. – *GCB Bioenergy*. Vol. 5. pp. 132-143.
6. **Ballinger, D. G., Mckee, G. D.** (2009). Chemical Characterization of Bottom Sediments. – *Journal (Water Environment Federation)*. Vol. 43. pp. 216-227.
7. **Buss, W., Jansson, S., Mašek, O.** (2019). Unexplored potential of novel biochar-ash composites for use as organo-mineral fertilizers. – *Journal of Cleaner Production*. Vol. 208. pp. 960-967.
8. **Cayuela, M. L., Zwieter, L., Singh, B. P., Jeffery, S., Roig, A., Sanchez-Monedero, M. A.** (2014). Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. – *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Vol. 191. pp. 5-16.
9. **Chen, L., Kivelä, J., Helenius, J., Kangas, A.** (2011). Meat bone meal as fertiliser for barley and oat. – *Agricultural and Food Science*. Vol. 20. pp. 235-244.
10. **Christofolletti, C. A., Escher, J. P., Correia, J. E., Marinho, J. F. U., Fontanetti, C. S.** (2013). Sugarcane vinasse: Environmental implications of its use. – *Waste Management*. Vol. 33. pp. 2752-2761.
11. **Demeyer, A., NKana, J. C. V., Verloo, M. G.** (2001). Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. - *Bioresource Technology*. Vol. 77. pp. 287-295.
12. **Dikinya, O., Mufwanzala, N.** (2010). Chicken manure-enhanced soil fertility and productivity: Effects of application rates. - *Journal of Soil Science and Environmental Management*. Vol. 1. pp. 46-54.

13. **EBS.** (2012). European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar. *European Biochar Foundation (EBC)*, Arbaz, Switzerland. <http://www.european-biochar.org/biochar/media/doc/1555686653010.pdf> (07.07.2019).
14. **Edesi, L., Vettik, R.** (2015). Ülevaade Eestis leiduvate alternatiivsete väetusainete (järvemuda, mereadru) kasutussobivusest mahepõllumajanduslikus taimekasvatuses. - *Projekti „Ülevaade alternatiivsete mullaparandusainete kasutusvõimalustest ja tehnoloogiatest mahepõllumajanduslikus taimekasvatuses“ lõpparuanne*. Saku. 37 lk.
15. „Edukas Eesti ettevõtte“, mis omal ajal müüdi ühe Eesti krooni eest. (2019). - *Ärileht*. <https://arileht.delfi.ee/news/edukaseestiettevõtte/edukas-eesti-ettevõtte-mis-omal-ajal-muuditi-ühe-eesti-krooni-eest?id=86986521> (29.09.19).
16. **Egner, H., Riehm, H., Domingo, W. R.** (1960). Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Boden, II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. – *Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler*. Vol. 26. pp. 199-215.
17. **Escuer- Gatius, J., Shanskiy, M., Soosaar, K., Astover, A., Raave, H.** (2020). High-Temperature Hay Biochar Application into Soil Increases N₂O Fluxes. – *agronomy*. Vol. 10. 109.
18. **Eurostat.** (2019). Generation of waste by waste category, hazardousness and NACE Rev. 2 activity https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=File:Waste_generation_by_economic_activities_and_households_2014_YB17.png (24.09.19).
19. **Ewulo, B. S., Ojeniyi, S. O., Akanni, D. A.** (2008). Effect of poultry manure on selected soil physical and chemical properties, growth, yield and nutrient status of tomato. - *African Journal of Agricultural Research*. Vol 3. pp. 612-616.
20. **Farhad, W., Saleem, M. F., Cheema, M. A., Hammad, H. M.** (2009). Effect of poultry manure levels on the productivity of spring maize (*Zea mays* L.). – *The Journal of Animal & Plant Sciences*. Vol. 19. pp. 122-125.
21. **FAO.** (2019). Gateway to poultry production and products. <http://www.fao.org/poultry-production-products/production/en/> (07.07.2019).
22. **Feng, Z., Zhu, L.** (2017). Impact of biochar on soil N₂O emissions under different biochar-carbon/fertilizer-nitrogen ratios at a constant moisture condition on a silt loam soil. – *Science of the Total Environment*. Vol. 584-584. pp. 776-782.
23. **Fischer, D., Glaser, B.** (2012). Synergisms between Compost and Biochar for Sustainable Soil Amelioration. – *Management of Organic Waste/ Ed. S. Kumar, A. Bharti*. Croatia: IntechOpen. <https://www.intechopen.com/books/management-of-organic-waste/synergism-between-biochar-and-compost-for-sustainable-soil-amelioration> (17.04.2020).

24. **Füzesi, I., Heil, B., Kovacs, G.** (2015). Effects of Wood Ash on the Chemical Properties of Soil and Crop Vitality in Small Plot Experiments. – *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*. Vol. 11. pp. 55-64.
25. **Gemtos, T. A., Chouliaras, N., Marakis, St.** (1999). Vinasse Rate, Time of Application and Compaction Effect on Soil Properties and Durum Wheat Crop. – *Journal of agricultural engineering research*. Vol.73. pp. 283-296.
26. **Hebert, M., Breton, B.** (2009). Agricultural wood ash recycling in Quebec and in Northern climates: Current situation , impacts and agri-environmental practices - *5th Canadian Residuals and Biosolids Conference, Niagara Falls, Ontario*.pp. 1-34.
27. **Huotari, N.** (2011). Recycling of wood- and peat-ash – a successful way to establish full plant cover and dense birch stand on a cut-away peatland. (Doctoral thesis). University of Oulu. Oulu.
28. **Ippolito, J. A., Spokas, K. A., Novak, J. M., Lentz, R. D, Cantrell, K. B.** (2015). Biochar elemental composition and factors influencing nutrient retention - *Biochar for Environmental Management: Science, technology and Implementation*. /Eds. Lehmann, J., Joseph, S. Routledge. Vol 2. pp. 137-161.
29. **Jiang, Z.-P., Li, Y.-R., Wei, G.-P., Liao, Q., Su, T.-M., Meng, Y.-C., Zhang, H.-Y., Lu, C.-Y.** (2012). Effect of Long-Term Vinasse Application on Physico-chemical Properties of Sugarcane Field Soils. – *Sugar Tech*. Vol. 14. pp. 412-417.
30. **Jeng, A., Haraldsen, T. K., Vagstad, N., Grønlund, A.** (2004). Meat and bone meal as nitrogen fertilizer to cereals in Norway. – *Agricultural and Food Science*. Vol. 13. pp. 268-275.
31. **Järvan, M., Järvan, U.** (2010). Muldade lupjamine. Eesti Maaviljeluse Instituut. Saku. lk. 24-25.
32. Jäätmed- probleem või ressurss?. (2014). Euroopa Keskkonnaagentuur. <https://www.eea.europa.eu/et/eka-signaalid/signaalid-2014/artiklid/jaatmed-2013-probleem-voi-ressurss> (24.09.19).
33. **Kivelä, J.** (2015). Effects of meat bone meal as fertilizer on yield and quality of sugar beet and carrot. – *Agricultural and Food Science*. Vol. 24. pp. 68-83.
34. **Kloss, S., Zehetner, F., Wimmer, B., Buecker, J., Rempt, F., Soja, G.** (2014). Biochar application to temperate soils: Effects on soil fertility and crop growth under greenhouse conditions. - *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. Vol. 177. pp. 3-15.
35. **Kriipsalu, M.** (2015). Jäätmekompost. - *Bioloogilise jäätmetest valmistatud komposti ohutu kasutamise põllumajanduses*. /Koost. Kriipsalu, M., Astover, A., Rossner, H., Lääniste, P., Viil, P., Vettik, R., Võsa, T., Plakk, T., Vabrit, S., Orupõld, K., Kuusemets, V., Tammeorg, T., Linnasmägi, M. L., Lehtpuu, K., Toomsoo, A., Teesalu, T. Eesti Maaülikool, Eesti Taimakasvatuse Instituut. lk. 5-7.

36. **Kuldkepp, P.** (1996). Taimede toitumine. Fosfori tähtsus, ringe ja omastamine. *Taimede toitumise ja väetamise käsiraamat*. / Koost. Kärblane, H. Tallinn. Lk. 21-23.
37. **Kumar, A., Panda, A.** (2019). Bone meal: An Organic Soil Amendment. – *Biomolecule Reports*. 8 pp.
38. **Kröppl, M.** (2015). Characterization of biomass ashes and investigation of usability. – *Scholars*. 164 pp.
39. **Kärblane, H., Kevvai, L., Kanger, J.** (1998). Taimede Pb-, Cd- ja Hg-sisaldus. – *Akadeemilise Põllumajandus Seltsi Toimetised* 6. Lk. 55-58.
40. **Laghari, M., Naidu, R., Xiao, B., Zhiquan, H., Mirjat, M. S., Hu, M., Kandhro, M. N., Chen, Z., Guo, D., Jogi, Q., Abudi, Z. N., Fasal, S.** (2016). Recent developments in biochar as an effective tool for agricultural soil management: a review. – *Journal of the Science of Food and Agriculture*. Vol. 96. pp. 4840-4849.
41. **Laird, D., Brown, R. C., Amonette, J. E., Lehmann, J.** (2009). Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar. – *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*. Vol. 3. pp. 547-562.
42. **Lang, T., Jensen, A.D., Jensen, P.A.** (2005). Retention of organic elements during solid fuel pyrolysis with emphasis on the peculiar behaviour of nitrogen. *Energy Fuels*. 19, 1631-1643.
43. **Lehmann, J.** (2007). Bio-energy in the black. – *Frontiers in Ecology and the Environment*. Vol. 5. pp. 381-387.
44. **Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., Crowley, D.** (2011). Biochar effects on soil biota - A review. – *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 43. pp. 1812-1836.
45. **Lua, A. C., Yang, T., Guo, J.** (2004). Effects of pyrolysis conditions on the properties of activated carbons prepared from pistachio-nut shells. – *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. Vol. 72. pp. 279-287.
46. **Loide, V.** (1999a). Liikuv kaaliumi, kaltsiumi ja magneesiumi sisaldusest ning nende omavahelistest suhetest mullas. http://agrt.emu.ee/pdf/proceedings/toim_1999_9_loide.pdf (08.04.2020).
47. **Loide, V.** (1999b). About the effect of the contents and ratios of soil's available calcium, potassium and magnesium in liming of acid soils. – *Agronomy Research*. Vol. 2. pp. 71-82.
48. **Loide, V.** (2018). Mõju mulla agrokeemilistele omadustele. - Projekti „Ülevaade alternatiivsete mullaparusainete kasutusvõimalustest ja tehnoloogiatest mahepõllumajanduslikus taimekasvatuses aastatel 2016-2017“ lõpparuanne. Lisa 5. Saku. <https://www.pikk.ee/wp-content/uploads/2018/04/%C3%9Clevaade-alternatiivsete-mullaparusainete-kasutusv%C3%B5imalustest-ja-tehnoloogiatest-mahep%C3%B5llumajanduslikus-taimekasvatuses-aastatel-2016-2017.pdf> (10.05.2020).

49. **Ma, N., Zhang, L., Zhang, Y., Yang, L., Yu, C., Yin, G., Doane, T. A., Wu, Z., Zhu, P., Ma, X.** (2016). Biochar Improves Soil Aggregate Stability and Water Availability in a Mollisol after Three Years of Field Application. – *Plos One*. Vol. 11. pp. 1-10.
50. **Madejon, E., Lopez, R., Murillo, J. M., Cabrera, F.** (1995). Corn fertilization with three (sugarbeet) vinasse composts. - *Fresenius Envir Bull*. Vol. 4. pp. 232-237.
51. Majandus: ressursitõhusus, rohemajandus, ringmajandus. (2014). Euroopa Keskkonnaagentuur. - <https://www.eea.europa.eu/et/eka-signaalid/signaalid-2014/artiklid/majandus-ressursitohusus-rohemajandus-ja-ringmajandus> (24.09.19)
52. **Mandre, M., Pärn, H., Ots, K.** (2006). Short-term effects of wood ash on the soil and the lignin concentration and growth of *Pinus sylvestris* L. – *Forest Ecology and Management*. Vol. 223. pp. 349-357.
53. **Manolikaki, I., Diamadopoulos, E.** (2017). Rygrass yield and nutrient status after biochar application in two Mediterranean soils. – *Archives of Agronomy and Soil Science*. Vol. 63. pp. 1093-1107.
54. **Meiwes, K. J.** (1995). Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils. *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol. 85. pp. 143–152.
55. **Moran-Salazar, R. G., Sanchez-Lizarraga, A. L., Rodriguez-Campos, J., Davila-Vazquez, G., Marino-Marmolejo, E. N., Dendooven, L., Contreras-Ramos, S. M.** (2016). Utilization of vinasses as soil amendment: consequences and perspectives. - *SpringerPlus* 5:1007.
56. **Moilanen, M., Fritze, H., Nieminen, M., Piirainen, S., Isakainen, J., Piispanen, J.** (2006). Does wood ash application increase heavy metal accumulation in forest berries and mushrooms?- *Forest Ecology Management*. Vol. 226. pp. 153–160.
57. **Möller, K.** (2015). Assessment of Alternative Phosphorus Fertilizers for Organic Farming: Meat and Bone Meal. Fact Sheet. 8 pp.
58. **Nieminen, M., Piirainen, S., Moilanen, M.** (2005). Release of mineral nutrients and heavy metals from wood and peat ash fertilizers: Field studies in Finnish forest soils. – *Scandinavian Journal of Forest Research*. Vol. 20. pp. 146-153.
59. **Nogalska, A., Zalewska, M.** (2013). The effect of meat and bone meal on phosphorus concentrations in soils and crop plants.- *Plant, Soil and Environment*. Vol. 59. pp. 575-580.
60. Nõuded maavaravarude kategooriatele ja maavaradele ning maavaravarude kasutusalade nimistu. (vastu võetud 21.04.2005, muudetud, viimati jõustunud 06.05.2005). - *Riigiteataja*. <https://www.riigiteataja.ee/akt/891302> (08.07.2019).
61. **O'Hallorans, J. M., Munoz, M. A., Colberg, O.** (1993). Effect of chicken manure on chemical properties of a Mollisol and tomato production. - <https://pdfs.semanticscholar.org/ebbc/ae8debbba6dc0d9b0a32921c360c5c7485252.pdf?ga=2.1961202.274265566.1569576297-50828022.1567420920> (27.09.19).

62. **Ohno, T., Erich, M.S.** (1990). Effect of wood ash application on soil pH and soil test nutrient levels. - *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Vol. 32. pp. 223–239.
63. **Oliveira, B. G., Carvalho, J. L. N., Cerri, C. E. P., Cerri, C. C., Feigl, B. J.** (2013). Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. – *Geoderma* 200-201. pp. 77-84.
64. **Omil, B., Pineiro, V., Merino, A.** (2007). Trace elements in soils and plants in temperate forests plantations subjected to single and multiple applications of mixed wood ash. – *Science of The Total Environment*. Vol. 381. pp. 157-168.
65. **Oras, K.** (2018). Mis saab tekkinud olmejäätmetest edasi? Statistikaameti ajaveeb. <https://blog.stat.ee/tag/taaskasutus/> (26.09.19).
66. **Otsmaa, M.** (2017). Eesti järvemuda isesugustes järvenõgudes. - *Eesti Loodus*. Vol.10. lk. 18-25.
67. **Paananen, H., Lindroos, M., Viljala, P., Walliander, P.** (1998). Process of clarifying vinasse. - <https://patentimages.storage.googleapis.com/70/2c/d8/b5c064d5f417fe/US5851405.pdf> (29.09.19).
68. **Park, N. D. L., Rutherford, P. M., Thring, R. W., , Steve, S. H.** (2012). Wood pellet fly ash and bottom ash as an effective liming agent and nutrient source for rye grass (*Lolium perenne* L.) and oats (*Avena sativa*). – *Chemosphere*. Vol. 4. pp. 427–432.
69. **Pinnavesi.** (2019). Keskkonnaagentuur. <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/pinnavesi> (18.04.2020).
70. **Pitk, P., Raave, H., Ots, K.** (2016). Puidutuha väärimise võimalused ja perspektiiv granuleeritud kompleksväetisena põllumajanduses ja metsanduses aruanne. - *KIK-i projekt nr 10053*. Eesti Maaülikool. Tartu.
71. **Pitman, R.** (2006). Wood ash use in forestry- a review of the environmental impacts. - *Forestry*. Vol. 79. pp. 563-587.
72. **Prado, R. M., Caione, G., Campos, C. N. S.** (2013). Filter Cake and Vinasse as Fertilizers Contributing to Conservation Agriculture. – *Applied and Environmental Soil Science*. Vol. 2013. 8 pp.
73. **Pärn, H., Mandre, M., Ots, K.** (2006). Puutuhk väetiseks metsa. - *Eesti Mets*. Vol. 4.
74. **Pärn, H., Mandre, M., Ots, K., Klõšeiko, J., Lukjanova, A., Kuznetsova, A.** (2010). Bioenergeetikas tekkivate jäätmete kasutamine metsanduses. - *Forestry Studies/Metsanduslikud Uurimused*. Vol. 52. lk. 40-59.

75. **Raave, H.** (2014). Alternatiivsete väetussainete keskkonnahoidliku kasutuse võimalused ja efektiivsus tava- ja maheviljeluses võrdlevalt traditsiooniliste orgaaniliste ja mineraalväetistega. Projekt lõpparuanne. https://www.pikk.ee/upload/files/Alternatiivsed_vaetusained_Projekti_lopparuanne.pdf (04.05.2020).
76. **Raave, H., Kauer, K., Keres, I., Selge, A., Tampere, M., Viiralt, R.** (2015). Biomassituhk sobib põllule väetiseks. - *Agronoomia 2015*. Eesti Maaülikool. lk. 28-33.
77. **Raave, H., Ots, K., Pitk, P.** (2018a). Eesti katlamajades puidu põletamisel tekkiva tuha keemilisest koostisest. - *Agronoomia 2018*. Eesti Maaülikool. lk. 186-193.
78. **Raave, H., Escuer, J., Shanskiy, M.** (2018b). Luhaheina biomassist toodetud biosöe omadused, mõju mullale ja karjamaa raiheina biomassi saagile. – *Agronoomia 2018*. Eesti Maaülikool. lk. 171-185.
79. **Ramst, R.** (1992). Eesti järvemudavaru. Tallinn: Eesti Geoloogiakeskus. 23 lk.
80. **Raudväli, E.** (1996a). Kodulindude väljaheidet.- *Taimede toitumise ja väetamise käsiraamat*. / Koost. Kärblane, H. Tallinn. Lk. 130-131.
81. **Raudväli, E.** (1996b). Saprobeel ja mereadru väetisena.- *Taimede toitumise ja väetamise käsiraamat*. / Koost. Kärblane, H. Tallinn. Lk. 137-138.
82. Riigi jäätmekava 2014-2020. (2014). Keskkonnaministeerium. https://www.envir.ee/sites/default/files/riigi_jaatmekava_2014-2020.pdf (18.04.2020).
83. Roheline Raamat. (2008). Biojäätmete käitlus Euroopa Liidus. Brüssel. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2008:0811:FIN:ET:PDF> (31.07.19).
84. **Saarsalmi, A., Mälikönen, E., Piirainen, S.** (2001). Effects of Wood Ash Fertilization on Forest Soil Chemical Properties. - *Silva Vennica*. Vol. 35. pp. 355-368.
85. **Schulz, H., Glaser, B.** (2012). Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soil quality and plant growth in a greenhouse experiment. - *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. Vol. 175. pp. 410-422.
86. **Sepp, E.** (2019). Järvesette omadused ja potentsiaal fosforväetisena kasutuseks. (Magistritöö). Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Tartu.
87. **Sohi, S., Lopez-Capel, E., Krull, E., Bol, R.** (2009). Biochar, climate change and soil: A review to guide future research. - *CSIRO Land and Water Science Report 05/09*.
88. **Stiles, W.** (2017). Poultry manure management. – *ResearchGate*. https://www.researchgate.net/publication/321001761_Poultry_manure_management (27.09.19).
89. **Steenari, B. M., Karlsson, L. G., Lindqvista, O.** (1999). Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration. – *Biomass and Bioenergy*. Vol. 16. pp. 119-136.

90. **Spokas, K. A., Cantrell, K. B., Novak, J. M., Archer, D. W., Ippolito, J. A., Collins, H. P., Boateng, A. A., Lima, I. M., Lamb, M. C., McAloon, A. J., Lentz, R. D., Nichols, K. A.** (2012). Biochar: A Synthesis of Its Agronomic Impact beyond Carbon Sequestration. – *Journal of Environmental Quality*. Vol. 41. pp. 973-89.
91. **Tammeorg, P.** (2010). Meat and bone meal as a nitrogen and phosphorus fertilizer for ryegrass. (Master's thesis). University of Helsinki. Faculty of Agriculture and Forestry. Finland.
92. **Tejada, M., Gonzalez, J. L.** (2006). Effects of two beet vinasse forms on soil physical properties and soil loss. – *Catena*. Vol. 68. pp. 41-50.
93. **Thyagarajan, D., Barathi, M., Sakthivadivu, R.** (2013). Scope of Poultry Waste Utilization. - *Journal of Agriculture and Veterinary Science*. Vol. 6. pp. 29-35.
94. **Vadivel, R., Minhas, P. S., Suresh, K. P., Singh, Y., Nageshwar, R. D. V. K., Nirmale, A.** (2014). Significance of vinasses waste management in agriculture and environmental quality- Review. - *African Journal of Agricultural Research*. Vol. 9. pp. 2862-2873.
95. **Vance, E.** (1996). Land Application of Wood-Fired and Combination Boiler Ashes: An Overview. - *Journal of Environment Quality*. Vol. 25. pp. 937-944.
96. **Vassilev, S. V., Baxter, D., Andersen, L. K., Vassileva, C. G.** (2013). An overview of the composition and application of biomass ash. Part 1. Phase- mineral and chemical composition and classification. – *Fuel*. Vol. 105. pp. 40-76.
97. **Veski, S., Heinsalu, A., Koppel, K.** (2003). Lehitsedes esimesi lehekülgi Rõuge järvemuda raamatust. – *Eesti Loodus*. vol. 1. lk. 6-11.
98. **Võsa, T.** (2017). Ülevaade alternatiivsete mullaparandusainete (mereadru, järvemuda) saadavuse, laotustehnoloogiate ning kasutussobivuse kohta mahepõllumajanduses. – *Projekti „ Ülevaade alternatiivsete mullaparandusainete kasutusvõimalustest ja tehnoloogiatest mahepõllumajanduslikus taimekasvatuses aastatel 2016-2017“ lõpparuanne*. Lisa 5. Saku. lk. 27.
99. **Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A. C., Velde, M., Diafas, I.** (2010). Biochar Application to Soils Effects on Soil Properties, Processes and Functions. - *JRC Scientific and Technical Reports*.
100. **Väätäinen, K., Sirparanta, E., Räisänen, M., Tahvanainen, T.** (2011). The costs and profitability of using granulated wood ash as a forest fertilizer in drained peatland forests. – *Biomass and Bioenergy*. Vol. 35. pp. 3335-3341.
101. **Weber, K., Quicer, P.** (2017). Properties of biochar. – *Fuel*. Vol. 217. pp. 240-261.
102. **Werkelin, J., Skrifvars, B.-J., Hupa, M.** (2005). Ash-forming elements in four Scandinavian wood species. Part 1: Summer harvest. - *Biomass and Bioenergy*. Vol. 29. pp. 451-466.

103. **Williams, C., M.** (2013). Poultry waste management in developing countries. Poultry development review. FAO. pp. 50-51.
104. **WRB.** (2014). World reference base for soil resources. World Soil Resources Reports No. 106. FAO. pp. 187–189.
105. **Xie, T., Reddy, K. R.** (2015). Characteristics and Applications of Biochar for Environmental Remediation: A Review. - *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. Vol. 45. pp. 939-969.
106. **Zheng, H., Wang, Z., Deng, X., Zhao, J., Luo, Y., Novak, J., Herbert, S., Xing, B.** (2013). Characteristics and nutrient values of biochars produced from giant reed at different temperatures. – *Bioresource Technology*. Vol. 130. pp. 463–471.
107. **Zerbe, J., Sobczy, T., Elbanowska H.** (1999). Specification of Heavy Metals in Bottom Sediments of Lakes. - *Journal of Environmental Studies*. Vol. 8. pp. 331-339.
108. 2018. aastal tekkis Eestis jäätmeid vähem, sest vähenesid põlevkivitööstuse tootmismahud- *Keskkonnaagentuur*. <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/uudised/2018-aastal-tekkis-eestis-jaatmeid-vahem-sest-vahenesid-polevkivitoostuse-tootmismahud> (24.09.19)

THE IMPACT OF FERTILIZERS PRODUCED FROM BIO-WASTES ON SOIL AND PLANT NUTRITION

Summary

The aim of this study was to determine the effect of granular fertilizers based on wood ash, biochar, chicken manure, bone meal, bottom sediments and vinasse on leached and loamy soil on soil reaction, nutrient content and plant growth, also to compare their effect with mineral P and K fertilizers.

The hypothesis of this study is: fertilizers from the bio-wastes are suitable to replace mineral P and K fertilizers.

The results revealed that the effect of the bio-waste fertilizers is different on loamy and leached soils. On nutrient-poor and low pH loamy soils, the field grass above-ground biomass yield was higher with application of the bio-waste fertilizers than in the control treatment, but the root yield did not differ. Compared to the mineral fertilizer, the effect of the bio-waste fertilizers on the above-ground biomass yield was similar.

On the leached soils, fertilization with the bio-waste and mineral fertilizer did not affect field grass above-ground biomass and root yield.

At the end of the experiment, the total nutrient content on the loamy and on the leached soils did not differ in fertilizer treatments, but the content of plant-available nutrients was higher in the bio-waste fertilizer treatments. It was especially visible on the loamy soil where in the bio-waste fertilizer treatments soil contained more plant-available P_{AL} , K_{AL} , Ca_{AL} and Mg_{AL} . On the leached soils, only plant-available K_{AL} was significantly higher in the bio-waste fertilizer treatments.

Fertilization influenced the nutrients content and the soil reaction only in 0-10cm depth. The bio-waste fertilizers impact on soil reaction was greater on the loamy soils, where at the end of experiment, the soil pH was significantly higher in the bio-waste fertilizer treatments than in the control and the mineral fertilizer treatment. On the leached soils, the soil pH was significantly higher only in the bio-waste fertilizer treatments compared to the mineral fertilizer.

On the loamy soils, fertilization with the bio-waste fertilizers increased P and K. Fertilization with mineral fertilizer increased N, P, K, Ca and Mg uptake by plants compared to control. P, Ca and Mg uptake by plants was significantly lower in the bio-waste fertilizers treatments than in mineral fertilizer treatment. On the leached soils, plants in all treatments (control, mineral fertilizer and waste fertilizer) absorbed similar amount of N, P, K, Ca and Mg.

The effect of five bio-waste fertilizers, compared in this experiment to N, P, K, Ca and Mg uptake by plants was similar on the loamy and leached soil.

Conclusions:

Bio-waste fertilizer is especially suitable to use on acidic and nutrient-poor soils, where it neutralizes soil acidity and increases the plant-available nutrients amount in the soil and yield. On neutral and nutrient-rich soils the impact of bio-waste fertilizer is not significant.

The effect of the bio-waste fertilizer and mineral fertilizer on nutrient content in soil and uptake by plants is rather similar, showing that bio-waste fertilizers can be used instead of the mineral P and K fertilizer. This is accordance with our research hypothesis.

As the effect of different waste mixtures on soil nutrient content and nutrients uptake by plants was similar to the pure wood ash in our experiment, the work with bio-waste fertilizer recipes should be continue. Future studies should focus on increase of the plant-available P content in fertilizer.

LISAD

Lisa 1. Maapealse biomassi ja juurte saak (g KA m^{-2}) ning taimses biomassis seotud N, P, K, Ca, ja Mg kogus (g m^{-2}) kahkjäl mullal

	Saak, g KA m^{-2}		Taimses biomassis (juured + maapealne biomass) seotud elemendi kogus, g m^{-2}				
	Maapealne biomass	Juured	N	P	K	Ca	Mg
Kontroll	286,8±54,93	310,5±68,96	6,7±1,23	1,3±0,25	12,3±2,00	1,5±0,34	2,6±0,52
Mineraal-väetis P25K100	600±65,31	642,1±101,97	14,7±2,92	3,3±0,45	24,7±2,80	3,3±0,59	7,3±1,36
Puidutuhk 100%	531,6±49,84	539,5±106,78	11,6±1,92	2,4±0,30	24,0±3,17	2,4±0,38	4,4±0,68
Puidutuhk 75% + BC 25%	513,2±20,33	542,1±59,93	10,7±1,92	2,3±0,10	21,9±1,75	2,3±0,22	5,5±1,32
Puidutuhk 50% + BC 25% + kondijahu 25%	568,4±104,65	518,4±143,07	9,0±1,92	2,3±0,51	22,0±3,75	2,1±0,49	4,2±0,93
Puidutuhk 50% + BC 25% + kanasõnnik 25%	526,3±62,86	605,3±117,41	11,0±1,92	2,5±0,21	22,6±1,81	2,2±0,36	4,3±0,43
Puidutuhk 50% + BC 25% + järvesete 25%	550,0±41,08	589,5±74,56	13,4±1,92	2,4±0,23	22,2±2,29	2,4±0,33	4,7±0,27

Lisa 2. Maapealse biomassi ja juurte saak (g KA m⁻²) ning taimses biomassis seotud N, P, K, Ca, ja Mg kogus (g m⁻²) leostunud mullal

	Saak, g KA m ⁻²		Taimses biomassis (juured + maapealne biomass) seotud elemendi kogus, g m ⁻²				
	Maapealne biomass	Juured	N	P	K	Ca	Mg
Kontroll	1294,7±111,81	1194,7±146,96	27,8±6,20	6,4±0,77	48,8±2,99	6,4±0,55	14,3±2,14
Mineraal-väetis P25K100	1192,1±119,20	1084,2±49,56	27,3±5,33	5,7±0,82	44,5±4,36	6,0±0,57	12,6±0,56
Puidutuhk 100%	1415,8±148,65	1323,7±139,34	36,7±10,40	6,3±0,99	51,3±6,09	6,2±0,94	23,1±11,19
Puidutuhk 75% + BC 25%	1413,2±137,94	1321,1±208,61	39,6±8,68	7,0±0,92	58,0±8,10	7,2±0,79	16,2±2,06
Puidutuhk 50% + BC 25% + kondijahu 25%	1418,4±53,22	1310,5±96,14	30,6±5,20	6,5±1,05	49,6±1,69	5,7±0,62	13,5±2,96
Puidutuhk 50% + BC 25% + kanasõnnik 25%	1315,8±85,62	1150,0±91,30	22,1±1,54	5,0±0,42	42,7±3,13	5,2±0,77	11,7±1,44
Puidutuhk 50% + BC 25% + järvesete 25%	1289,5±113,82	1200,0±34,11	29,5±2,73	6,5±0,58	48,4±3,96	5,8±0,36	12,2±1,09

Lisa 3. Kahkja mulla agrookeemilised näitajad 0-10 cm kihis katse lõpus

Katsevariant	pH	Üldsisaldus, %						AL-meetodil määratud sisaldus, mg 100g			
		N	C	P	K	Ca	Mg	P	K	Ca	Mg
Kontroll	4,5±0,10	0,1±0,00	0,9±0,03	0,0±0,00	0,2±0,00	0,2±0,07	0,2±0,03	0,8±0,28	6,2±0,47	40,3±1,72	8,3±0,74
Mineraal- väetis P25K100	4,5±0,05	0,1±0,01	2,3±1,39	0,0±0,00	0,2±0,01	0,1±0,01	0,2±0,00	1,6±0,12	8,2±0,81	39,3±0,75	9,1±0,18
Puidutuhk 100%	5,0±0,15	0,1±0,00	0,9±0,03	0,0±0,01	0,3±0,01	0,3±0,15	0,3±0,04	2,1±0,14	11,8±0,65	55,5±3,40	11,8±0,67
Puidutuhk 75% + BC 25%	5,4±0,15	0,1±0,00	1,0±0,02	0,0±0,00	0,2±0,01	0,2±0,07	0,2±0,02	2,3±0,39	13,1±1,06	62,0±3,47	12,1±0,37
Puidutuhk 50% + BC 25% + kondijahu 25%	5,4±0,26	0,3±0,18	2,9±2,00	0,0±0,00	0,2±0,01	0,2±0,06	0,2±0,02	3,0±0,35	11,6±0,78	64,5±3,03	12,6±0,43
Puidutuhk 50% + BC 25% + kanasõnnik 25%	5,3±0,20	0,1±0,00	1,0±0,03	0,0±0,00	0,3±0,01	0,2±0,09	0,2±0,01	2,2±0,33	12,2±1,27	57,8±5,09	11,4±0,84
Puidutuhk 50% + BC 25% + järvesete 25%	5,4±0,26	0,1±0,00	1,0±0,02	0,0±0,00	0,2±0,01	0,2±0,04	0,2±0,02	1,5±0,55	11,0±1,50	58,9±7,99	12,0±1,44

Lisa 4. Leostunud mulla agrokeemilised näitajad 0-10 cm kihis katse lõpus

Katsevariant	pH	Üldsisaldus, %						AL-meetodil määratud sisaldus, mg 100g			
		N	C	P	K	Ca	Mg	P	K	Ca	Mg
Kontroll	6,8±0,05	0,2±0,01	2,9±0,08	0,1±0,01	0,5±0,02	0,5±0,03	0,4±0,01	23,4±0,1	18,6±1,27	313,3±11,75	47,5±0,33
Mineraal- väetis P25K100	6,7±0,08	0,2±0,01	2,7±0,07	0,1±0,00	0,4±0,01	0,5±0,01	0,4±0,00	26,0±1,65	24,6±2,00	301,8±12,07	46,3±1,29
Puidutuhk 100%	6,8±0,04	0,2±0,00	2,7±0,04	0,1±0,00	0,5±0,03	0,6±0,04	0,5±0,02	23,8±0,93	27,3±3,47	309,2±15,48	47,5±2,53
Puidutuhk 75% + BC 25%	7,0±0,11	0,2±0,00	2,7±0,04	0,1±0,00	0,4±0,02	0,5±0,04	0,4±0,01	26,1±0,81	27,5±2,70	339,2±19,89	52,0±2,10
Puidutuhk 50% + BC 25% + kondijahu 25%	6,9±0,03	0,2±0,01	2,6±0,06	0,1±0,01	0,4±0,02	1,0±0,42	0,4±0,00	23,9±1,22	26,1±1,18	317,7±10,39	48,4±1,44
Puidutuhk 50% + BC 25% + kanasõnnik 25%	7,0±0,05	0,2±0,00	2,7±0,03	0,1±0,01	0,5±0,02	0,6±0,05	0,5±0,04	24,2±1,51	28,6±2,54	324,1±25,16	48,8±2,35
Puidutuhk 50% + BC 25% + järvesete 25%	7,1±0,08	0,2±0,00	2,8±0,11	0,1±0,01	0,5±0,01	0,6±0,03	0,4±0,00	25,6±0,92	30,0±4,41	374,9±28,43	53,4±1,92